

METSÄTALouden VAIKUTUS JÄRVien TUMMUMISEEN EVOLLA

Alinen Mustajärvi ja Syrjäanalunen



Ammattikorkeakoulututkinnon opinnäytetyö

Metsätalousinsinööri, Evo

syksy 2021

Anna-Maria Jäpölä

Tekijä	Anna-Maria Jäpölä	Vuosi 2021
Työn nimi	Metsätalouden vaikutus järvien tummumiseen Evolla: Alinen Mustajärvi ja Syrjänalunen	
Ohjaajat	Risto Viitala, Henrik Lindberg	

TIIVISTELMÄ

Pohjoisella pallonpuoliskolla metsäisten järvien on havaittu tummuneen viimeisten vuosikymmenien aikana. Tummuminen johtuu pääosin orgaanisten aineiden pitoisuuden noususta järvivesissä. Lisäksi raudan tiedetään tummentavan vesiä. Tummumisen taustalla on useita tekijöitä. Siihen vaikuttavat muun muassa metsätalouden toimenpiteet sekä ilmastonmuutoksen seurauksena kasvanut sadanta ja kohonnut lämpötila. Myös valuma-alueen erilaiset hydrologiset ominaisuudet vaikuttavat tummumiseen.

Evon alueella Hämeenlinnassa on aiemmin selvitetty metsätalouden toimenpiteiden vaikutuksia humuspitoisen Majajärven tummumiseen. Tämän työn tavoitteena oli tarkastella metsätalouden toimenpiteiden vaikutuksia kahden Evon alueella sijaitsevan pohjavesijärven, Alisen Mustajärven ja Syrjänalusen, tummumiseen. Lisäksi tarkasteltiin vaihtuvien sääolosuhteiden vaikutuksia.

Tulokset poikkesivat tutkittavien kahden järven kohdalla osin toisistaan. Alisella Mustajärvellä harvennushakkuiden havaittiin voimistavan veden tummumista. Vaikutus näkyi erityisesti kahden ja kolmen vuoden kuluttua hakkuista. Syrjänalusella harvennushakkuut näyttivät hillitsevän veden tummumista. Lisäksi vuodenaikaisen sadannan vaihtelun havaittiin vaikuttavan Syrjänalusen veden väriarvoon. Syrjänalusella kevään aikaiset runsaat sateet hillitsevät tummumista, kun taas syksyn runsaat sadekertymät tummentavat järvivettä.

Pohjavesijärvillä vesien tummuminen on monimutkainen ilmiö. Pohjaveden taso ja virtaukset suhteessa pintavaluntaan ja sen aiheuttamaan humuskuormitukseen vaikuttavat pohjavesijärvien tummumisen voimakkuuteen. Alisella Mustajärvellä pintavalunta näyttää vaikuttavan veden tummumiseen voimakkaammin kuin Syrjänalusella. Syrjänalusen pohjassa on useampi lähde, jonka vuoksi pohjaveden taso vaikuttaa siihen voimakkaasti.

Avainsanat Tummuminen, Metsätalous, Hakkuut

Sivut 56 sivua ja liitteitä 8 sivua

Author	Anna-Maria Jäpölä	Year 2021
Subject	Metsätalouden vaikutus järvien tummumiseen Evolla: Alinen Mustajärvi ja Syrjänalunen	
Supervisors	Risto Viitala, Henrik Lindberg	

ABSTRACT

In the Northern hemisphere boreal lakes have become browner during the last decades. Increasing concentration of dissolved organic matter and the prevalence of iron are known to darken the water color. There are several factors behind brownification such as forestry, increase in precipitation and temperature due to climate change and also the different hydrological features of the catchment.

The impact of forestry on brownification of boreal lake Majajärvi has been earlier studied at Evo area, in Hämeenlinna. The aim of this thesis was to study the impact of forestry actions on darkening of lake water of two clear water lakes, Alinen Mustajärvi and Syrjänalunen, situated at the Evo area. In addition, the influence of weather conditions was considered.

The results were not congruent for the two lakes. Thinning showed to increase the water color of lake Alinen Mustajärvi. The darkening was stronger after two and three years of thinning. In contrary on lake Syrjänalunen thinning seems to restrain brownification. In addition, seasonal precipitation affects the color of Syrjänalunen. The abundant rain accumulation in autumn increases the load of dissolved organic matter and solids from the felling areas, which darkens the water. In contrary increased precipitation during spring restrains brownification on lake Syrjänalunen.

Brownification of groundwater lakes is a complex phenomenon. The level and flows of groundwater in relation to surface runoff and its carbon load affect the intensity of brownification of groundwater lakes. Lake Alinen Mustajärvi is clearly more affected by surface runoff than lake Syrjänalunen. Lake Syrjänalunen has several springs at its bottom and is thereby strongly affected by the groundwater level.

Keywords Brownification, Forestry, Logging

Pages 56 pages and appendices 8 pages

Sisällys

1	Johdanto	1
2	Luonnonvesien ominaisuuksia	1
2.1	Fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet.....	2
2.2	Vesien kierto ja kerrostuneisuus.....	3
3	Veden väriin vaikuttavat tekijät	5
3.1	Humusaineet	5
3.2	Humuskuormitus.....	7
3.3	Rauta	8
4	Vesien ruskettuminen	9
4.1	Ilmastonmuutos	10
4.2	Happamien laskeumien väheneminen	11
4.3	Valuma-alueen hydrologia	12
4.4	Metsätalouden vesistövaikutukset ja vesiensuojelu	13
4.4.1	Hakkuut	14
4.4.2	Maanmuokkaus	15
4.4.3	Kulotus.....	16
4.4.4	Ojitukset	16
5	Vesien ruskettumisen vaikutukset	17
5.1	Fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet.....	18
5.2	Vesistöjen ekosysteemi.....	19
6	Evon alue	21
6.1	Evon opetusmetsä.....	22
6.2	Evon alueen vedet.....	23
6.3	Evon vesien laatu	25
6.4	Muutokset Evon alueen vesissä	26
7	Aineisto ja menetelmät	26
7.1	Tausta ja tavoitteet	27
7.2	Valuma-alueiden määrittäminen	28
7.3	Tutkittavat alueet.....	29
7.3.1	Valuma-alueiden hydrologia	31
7.3.2	Veden värin kehitys.....	34
7.4	Metsätaloustoiminta.....	35
7.5	Vesien väriarvon ja muuttujien välinen korrelaatio	36

7.6	Regressioanalyysi	38
8	Tulokset	40
8.1	Metsätaloustoiminta valuma-alueilla	40
8.1.1	Alinen Mustajärvi	40
8.1.2	Syrjänalunen.....	41
8.2	Korrelaatiokuvaajat.....	43
8.2.1	Alinen Mustajärvi	43
8.2.2	Syrjänalunen.....	44
8.2.3	Sääolosuhteiden vaikutus veden väriin.....	45
8.3	Regressiomalli	46
8.3.1	Alinen Mustajärvi	46
8.3.2	Syrjänalunen.....	47
9	Johtopäätökset	48
10	Pohdinta	49
	Lähteet.....	50

Liitteet

Liite 1	Alisen Mustajärven valuma-alueen harvennushakkuiden korrelaatiokuvaajat
Liite 2	Syrjänalusen valuma-alueen harvennushakkuiden korrelaatiokuvaajat
Liite 3	Hakkuiden korrelaatiokertoimet
Liite 4	Hämeenlinnan sadannan korrelaatiokuvaajat
Liite 5	Lammin sadannan korrelaatiokuvaajat
Liite 6	Sadannan korrelaatiokertoimet
Liite 7	Hämeenlinnan lämpötilan korrelaatiokuvaajat
Liite 8	Lämpötilan korrelaatiokertoimet

1 Johdanto

Järvivesien tummumista on havaittu pohjoisella pallonpuoliskolla jo vuosikymmenien ajan. (Monteith ym., 2007) Vesien tummuminen on monimutkainen ilmiö. Sen taustalla on useita tekijöitä, jotka vuorovaikutuksessa toistensa kanssa voimistavat tummumista. Vesien tummuminen vaikuttaa laajasti koko ekosysteemiin. (Monteith ym., 2007; Kritzberg, 2017; Meyer-Jacob ym., 2019)

Vesien tummumista aiheuttaa muun muassa orgaanisten aineiden ja raudan pitoisuuksien nousu. (Ekström, 2013; Weyhenmeyer ym., 2014) Maan käytön muutokset ja metsätalouden toimenpiteet edesauttavat ravinteiden ja kiintoaineiden lisäksi myös orgaanisten aineiden huuhtoumista vesistöihin. (Koivusalo, 2011; Kritzberg, 2017) Metsätalouden toimenpiteiden yhteydessä syntyviä ravinne- ja kiintoainekuormituksia on pyritty ehkäisemään erilaisin vesiensuojelun keinoin jo pitkään. Viime aikoina metsätaloustoiminnassa on alettu kiinnittää enemmän huomiota myös orgaanisten aineiden huuhtoumien ehkäisyyn. (Nieminen & Sallantaus, 2020; Häyrynen, 2021)

Järvivesien tummumista on havaittu myös Evon alueen järvissä. (Arvola ym., 2010; Arzel ym., 2020) Tämän työn tavoitteena oli selvittää Evon opetusmetsän alueella sijaitsevien järvien, Syrjänelusen ja Alisen Mustajärven, valuma-alueiden metsätaloustoiminta viimeisen 30 vuoden aikana sekä tarkastella metsätalouden toimenpiteiden ja veden värin muutosten mahdollista yhteyttä toisiinsa. Tarkastelussa huomioitiin myös sääolosuhteiden muutokset.

2 Luonnonvesien ominaisuuksia

Luonnonvesien ominaisuudet poikkeavat puhtaan veden ominaisuuksista. Veden erinomaisesta liuotuskyvystä johtuen luonnonvesissä on liuenneena runsaasti erilaisia alkuaineita. Tämän myötä luonnonvesien tiheys, happamuus ja alkaliteetti muuttuvat. Luonnonvesien tiheyden muutokset vaikuttavat vesien kiertoon ja kerrostuneisuuteen. Tällä taas on vaikutusta veden happipitoisuuteen, joka on tärkeä vesistöjen tilaa kuvaava suure.

2.1 Fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

Vesimolekyyli koostuu happiatomista ja kahdesta vetyatomista (H_2O). Kummatkin vetyatomit muodostavat happiatomin kanssa vahvan kovalenttisen kemiallisen sidoksen. Sidokset ovat järjestäytyneet epäsymmetrisesti muodostaen $104,5$ asteen koveran kulman. Epäsymmetrian vuoksi vesimolekyyli on sähköinen dipoli, eli happiatomin puolella on negatiivinen osittaisvaraus ja vetyatomien puolella positiivinen. Veden erinomainen liuotuskyky johtuu nimenomaan dipolarisuudesta. Luonnonvesissä onkin liuenneena lähes kaikkia luonnossa esiintyviä alkuaineita. (Leppäranta ym., 2017, s. 38)

Vesimolekyylit sitoutuvat toisiinsa kovalenttisia sidoksia heikompien vetysidosten avulla. Veden lämmitessä molekyylien liike kasvaa ja molekyylien väliset vetysidokset katkeilevat ja muodostuvat uudestaan. Veden jäähtyessä ja laskiessa alle 0 asteen, molekyylien liike hidastuu ja vesimolekyylit lukittautuvat vetysidosten avulla kiinteisiin paikkoihin. Tällöin veden tilavuus kasvaa n. 9% ja tiheys pienenee saman verran. (Penttinen & Niinimäki, 2010, s. 22) Vedellä on suuri ominaislämpökapasiteetti ($4,2 \text{ kJ}/(\text{kg}\cdot\text{K})$), eli sen lämpötila muuttuu hitaasti. (Seppänen ym., n.d., s. 78) Tästä johtuen vesi vaimentaa ilman lämpötilan vaihteluita ja tuo termistä hitautta säähän ja ilmastoon.

Veden ominaisuuksista tiheys on tärkeimpiä vesiä kuvaavista suureista, sillä vesien vertikaalinen kerrostuneisuus on siitä riippuvainen. (Leppäranta ym., 2017, s. 40) Lämpötila vaikuttaa veden tiheyteen. Vesi on raskainta $+4$ asteen lämpötilassa, jolloin sen tiheys on $0,999973 \text{ g}/\text{cm}^3$. Neljästä asteesta nolaa kohti jäähtyessään vesi kevenee. Vesi kevenee myös lämmitessään neljästä asteesta ylöspäin. (Seppänen ym., n.d., s. 81) Lämpötilan lisäksi veden tiheyteen vaikuttavat siihen lienneet aineet. Veteen lienneet suolat ja epäpuhtaudet kasvattavat tiheyttä. (Penttinen & Niinimäki, 2010, s. 23) Epäpuhtaudet ovat luonnonvesissä joko liuenneena tai kiintoaineena. Lisäksi ne voivat esiintyä kolloideina, eli homogeenisen ja heterogeenisen seoksen välimuotona, joka koostuu dispergoituneesta faasista ja jatkuvasta faasista. (Leppäranta ym., 2017, s. 43)

Vesiliuoksen happamuutta kuvataan pH-luvulla, joka ilmaisee aktiivisten vetyionien määrän vedessä. Happamuutta kuvaava asteikko on kymmenkantalogaritminen. Kun pH-luku laskee yhden yksikön verran, happamuus kasvaa kymmenkertaiseksi. Neutraalin veden pH-arvo on

7,0. Emäksisillä vesillä luku on suurempi ja happamilla pienempi. (Leppäranta ym., 2017, s. 41) Luonnonvesien pH vaihtelee välillä 4,5–7 (Lydersen ym., 2002). Luontaisesta humuskuormituksesta johtuen Suomen vesistöissä pH on yleensä lievästi hapan, eli välillä 6,5–6,8 (Oravainen, 1999, s. 12).

Vesien happamuuden kehitystä seurattaessa on tärkeää tarkkailla myös veden alkaliteetin muutosta. Alkaliteetti eli puskurikyky kertoo veden kyvystä vastustaa happamoitumista. Alkaliteetin mittayksikkönä on mmol/l, joka ilmaisee veden kykyä sitoa happamia aineita pH-arvon pysyessä muuttumattomana. Alkaliteetin ollessa alhainen eli puskurikyvyn ollessa huono, vähäinenkin happokuorma aiheuttaa vesistön happamoitumista. Alkaliteettiin vaikuttaa vesistön valuma-alueen laatu. Karut ja kallioiset tai ohuen moreenikerroksen omaavat valuma-alueet ovat tyypillisiä happamoituville vesistöille. Hienojakoisemmilta valuma-alueilta peräisin olevat suolat kuten kalsium ja magnesium nostavat alkaliteettia. (Oravainen, 1999, ss. 13–14)

Luonnonvesien happipitoisuus on tärkeä veden laatua kuvaava suure, sillä se kertoo vesistön terveydestä. Hapen määrän mittayksikkönä on mg/l tai happikylläisyysaste (%). Happea tulee vesiin suurimmaksi osaksi ilmakehästä liukenemalla ja lisäksi pieniä määriä yhteyttämisen tuotteena. Hapen liukoisuus veteen riippuu lämpötilasta. Lämpötilan laskiessa liukoisuus kasvaa. Vesistöissä happea kuluttavat erilaiset biokemialliset prosessit. (Leppäranta ja muut, s. 46) Terveessä ja puhtaana säilyneessä järvessä happitilanne pysyy hyvänä koko vuoden. Happea on alusvedessä kerrostuneisuusajkojen lopullakin 4–8 mg/l. Syvänteissä voi kuitenkin olla luontaisten tekijöiden vuoksi vähähappisempaa vettä. (Oravainen, 1999, s. 4)

2.2 Vesien kierto ja kerrostuneisuus

Tiheyden muuttuessa vesi siirtyy aina omalle tiheystasolleen. Pienetkin tiheyserot ovat hyvin merkitseviä kerrostuneisuuden kehityksessä. (Hydrologian perusteet, 2017, s. 40) Pintaveden jäähtyessä tai lämmitessä kohti +4 astetta sen tiheys kasvaa, jolloin se vajoaa alaspäin syvyyteen, jossa tiheys on vastaavan suuruinen. Samalla pintavesikerrokseen sitoutunut happi kulkeutuu pohjaan ja syvemmällä ollut kevyempi ja hapettomampi vesimassa nousee kohti pintaa. Sekoittuminen jatkuu, kunnes koko vesimassa on +4-asteista. Tätä tiheysmuutosten aiheuttamaa vertikaalista kiertoa sanotaan konvektioksi. Vesien kierto

järvissä on tärkeää veden riittävän happipitoisuuden takaamiseksi. (Määttänen, n.d.; Leppäranta ym., 2017, s. 40)

Suomessa järvien vedet sekoittuvat tyypillisesti keväisin ja syksyisin. Tällaisia kahden täyskierron järviä kutsutaan dimiktisiksi järviksi. (Oravainen, 1999, s. 1) Keväällä heti jäiden lähdettyä koko vesipatjan lämpötila on +4 astetta, jolloin tiheyserot puuttuvat. Tällöin tuuli mahdollistaa veden sekoittumisen ja hapen kulkeutumisen pohjakerrokseen. Samalla talven aikana bakteerien ja sienten hajotuksen tuloksena pohjaan kertyneitä ravinteita kulkeutuu pintaan, jolloin yhteyttäminen ja uuden aineksen tuotanto lähtee käyntiin. Kevättäyskierrolla on tärkeä rooli vesistöjen vuodenaikaiskierrossa, mutta tärkein jakso vesistöjen tilan kannalta on syystäyskierto. (Penttinen & Niinimäki, 2010, ss. 23–24)

Syystäyskierrossa vesistöt hapettuvat tehokkaammin kuin kevättäyskierron aikana. Syystäyskierrossa jäähtyvä pintavesi painuu kohti pohjaa, jolloin kesän aikana syntynyt happivaje pääsee täyttymään. Lopulta koko vesimassa saavuttaa +4 asteen lämpötilan ja tiheyserot häviävät. Tuulet voivat kuitenkin sekoittaa veden uudelleen pohjia myöten, jolloin lisää happea kulkeutuu alimmaisiiin vesikerrokseen ja sedimenttiin ja ravinteet nousevat pintaan. Syystäyskierron myötä alkaa planktonituotannon toinen kausi. (Penttinen & Niinimäki, 2010, s. 26)

Talvella ja kesällä järvissä vallitsee terminen kerrostuneisuus. Järvivesien kerrostuneisuuden aikana syntyvän happivajeen suuruus on rehevyyden lisäksi hyvin riippuvaista järvien morfologiasta sekä kesäkerrostuneisuuden pysyvyydestä. Kesällä ylin vesikerros lämpenee, ja sen tiheys pienenee. Kun lämpimän kerroksen paksuus kasvaa, vesien sekoittuminen vähenee. Pysyvä kesäkerrostuneisuus syntyy, kun lämpimän veden kerros on parin metrin paksuinen. Matalissa järvissä pysyvää kerrostuneisuutta ja happivajetta ei pääse syntymään niin helposti kuin hyvin syvissä järvissä. Talvella vesistöissä vallitsee käänteinen kerrostuneisuus. (Penttinen & Niinimäki, 2010, ss. 24–27)

Meromiktisten järvien vedet eivät pääse sekoittumaan kunnolla pohjaa myöten, vaan ne kerrostuvat pysyvästi. Tällaisia järviä ovat muun muassa tummavetiset humusjärvet, syvät ja pienialaiset järvet, sekä hyvin suojaisat järvet. (Oravainen, 1999, s. 2; Penttinen & Niinimäki, 2010, s. 28)

3 Veden väriin vaikuttavat tekijät

Veden väriarvon avulla voidaan kuvata veden tummuutta ja humuspitoisuutta, sillä veden kokonaishiilipitoisuus (TOC, Total Organic Carbon) korreloi hyvin värin kanssa.

Humuspitoisuus on sitä korkeampi, mitä tummempi veden väri on. Veden väriarvon tunnusluku on mg Pt/l, joka ilmaisee platinan pitoisuuden vertailuun käytetyssä väriliuoksessa. Veden väri voidaan määrittää vertaamalla suodatetun veden väriä värikiekkoon, jonka asteikkona on platinan pitoisuus. (Palviainen & Finér, 2013)

Kirkkaiden vesien väriarvot ovat alueella 5–15 mg Pt/l. Lievästi humuspitoisessa vedessä väriarvo on alueella 20–40 mg Pt/l. Humuspitoisissa vesissä veden väriarvo on 50–100 mg Pt/l. Hyvin tummissa ja erittäin humuspitoisissa vesissä väriarvo voi olla yli 100 mg Pt/l. (Palviainen & Finér, 2013, s. 11; Oravainen, 1999, s. 14)

Voimakkaimpia veden väriin vaikuttavia tekijöitä ovat maaperästä kulkeutuvan liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus (DOC, Dissolved Organic Carbon) ja rautapitoisuus vedessä. Erityisesti veden väriä voimistavat raudan ja orgaanisen aineksen muodostamat kompleksiyhdisteet. (Weyhenmeyer ym., 2014; Kritzberg & Ekström, 2012) Lisäksi veden värin tummuuteen voivat vaikuttaa mangaani, levät ja vedessä olevat kiinteät aineet. (Palviainen & Finér, 2013) Veden väriarvoissa voi olla suurta vaihtelua vuodenaikojen ja vuosien välillä. Kuivina kausina väriarvot laskevat ja runsaiden sateiden myötä väriarvot yleensä nousevat. (Arvola, 2004)

3.1 Humusaineet

Humus on veteen liuennutta orgaanista ainetta, joka värjää veden kellertäväksi tai ruskeaksi. Veden humuspitoisuutta voidaan kuvata muun muassa veden värin avulla, sillä veden väri korreloi vahvasti kokonaishiilipitoisuuden (TOC) kanssa. Vesi on sitä tummempaa, mitä korkeampi on sen humuspitoisuus. (Palviainen & Finér, 2013, s. 10)

Humus muodostuu hajoavasta eläin- ja kasviaineksesta. Humuksen kemiallinen rakenne on hyvin monimutkainen. Se koostuu aromaattisten orgaanisten yhdisteiden muodostamasta ytimestä, johon on kiinnittynyt muita pienimolekyylisiä orgaanisia yhdisteitä. Humuksessa on

hiiltä 50 %, happea 35–40 %, vetyä 4–5 % ja typpeä 1–2 %. Rakenteeseen saattaa sisältyä myös muita aineita, kuten fosforia ja rikkiä. Humus sitoo rakenteeseensa tehokkaasti metalleja, kuten rautaa. Lisäksi humukseen voi sitoutua alumiinia, kuparia, sinkkiä, nikkeliä, kalsiumia, magnesiumia, natriumia ja kaliumia. Runsaasti humusta sisältävissä vesissä voi siis olla myös korkeampia metallipitoisuuksia. (Palviainen & Finér, 2013, s. 7)

Humusyhdisteiden alkuperä ja hajoamisolosuhteet vaikuttavat suuresti niiden rakenteisiin. Humuspitoisuuden määrittäminen vesistä on vaikeaa sen monimutkaisen ja hajoamisen seurauksena alati muuttuvan molekyyli­rakenteen vuoksi. Epäsuoraa tietoa humusaineiden pitoisuudesta vedessä saadaan määrittämällä veden väri, kemiallisen hapenkulutuksen pitoisuus (CODMn, Chemical Oxygen Demand) sekä veteen liunneen orgaanisen hiilen pitoisuus (DOC). Tarkimpaa tietoa veden humuspitoisuudesta kertoo liunneen orgaanisen hiilen pitoisuus. (Palviainen & Finér, 2013, s. 7)

Suomalaisissa puro-, joki- ja järvivesissä pääosa eli noin 90 % orgaanisesta hiilestä on liunneessa muodossa ja loput noin 10 % on partikkelimaista hiiltä (POC, Particulate Organic Carbon). DOC ja POC yhdessä muodostavat kokonaishiilen eli TOC määrän. Liukoista hiiltä muodostuu bakteerien hajottaessa partikkelimaista hiiltä. Kaikki liennut orgaaninen hiili ei ole peräisin humusaineista, mikä tulisi ottaa huomioon vesiä ja humuspitoisuuksia analysoitaessa. (Palviainen & Finér, 2013, s. 7)

Liukoinen hiili koostuu kahdesta fraktiosta, helposti hajoavista ja alhaisen molekyyli­painon omaavista yhdisteistä (LDOC, Labile Dissolved Organic Carbon) ja hitaasti hajoavista ja suuren molekyyli­painon omaavista yhdisteistä (RDOC, Refractory Dissolved Organic Carbon). LDOC yhdisteitä ovat aminohapot, rasvahapot ja hiilihydraatit. RDOC-yhdisteitä ovat erilaiset humusaineet. Humusaineet jaetaan liukoisuuden perusteella fulvohappoihin, humushappoihin ja humiineihin. Fulvohapot ovat vesiliukoisia veden pH-arvosta riippumatta. Humushapot ovat liukoisia, kun pH on yli 2. Humiinit taas eivät liukene veteen missään pH-arvossa. (Palviainen & Finér, 2013, s. 8)

Orgaanisen aineksen laatu vaikuttaa värin tummuuden voimakkuuteen. Hydrofobiset, aromaattiset ja korkean molekyyli­painon omaavat hitaasti hajoavat orgaaniset yhdisteet värjäävät vettä tummemmaksi kuin kevyet ja helposti hajoavat orgaaniset yhdisteet.

(Ekström ym., 2011) Fulvohapot ovat väriltään vaalean kellertäviä ja keltaruskeita, humushapot ovat ruskeita ja harmaan mustia ja humiinit ovat mustia. (Palviainen & Finér, 2013, s. 9)

Maa-alueilta kulkeutuva DOC koostuu vaikeammin hajoavista ja tummista humus- ja fulvohapoista. Vesikasveista ja kasviplanktonista peräisin oleva DOC on helpommin hajoavaa ja vaaleampaa ainesta. Pintavesissä humusaineiden osuus liuenneesta orgaanisesta hiilestä on useimmiten noin 50 %, mutta tummissa vesissä niiden osuus voi olla jopa 90 %. (Palviainen & Finér, 2013, s. 9)

3.2 Humuskuormitus

Humusaineiden kuormituksessa on spatiaalista ja temporaalista vaihtelua. Luontaisesti metsä- ja suoalueilta valuvan veden määrä ja koostumus vaihtelevat suuresti vuodenajan, valuma-alueen kasvillisuuden, topografian, maaperän viljavuuden ja soiden runsauden vaikuttamina. (Arvola ym., 2004; Kritzberg & Ekström, 2012; Palviainen & Finér, 2013, ss. 13–14)

Sadevedessä, pohjavedessä ja kivennäismaiden järvi-, puro- ja jokivesissä on vähemmän humusta kuin suoovesissä ja soisten valuma-alueiden järvi- ja purovesissä. Tämä johtuu siitä, että soilla orgaanisen aineksen hajoaminen on hapettomissa olosuhteissa epätäydellistä. Lisäksi rahkasammalet tuottavat orgaanisia happeja vesistöihin. Kivennäismaiden vesistöissä orgaaniset aineet hajoavat pääosin vedeksi ja hiilidioksidiksi. Lisäksi kivennäismailla humuskerroksesta huuhtoutuva DOC pidättäytyy tehokkaasti podsolimaannoksen rikastumiskerrokseen. Turvemaiden liuenneen orgaanisen aineksen pidätyskyky taas on hyvin heikko, sillä liukoista hiiltä pidättäviä rauta- ja alumiiniyhdisteitä on turpeessa niukasti. (Palviainen & Finér, 2013, ss. 12–13)

Valuma-alueen kasvillisuus vaikuttaa vesien humuspitoisuuteen. Havumetsävaltaisilla valuma-alueilla TOC-pitoisuudet ovat korkeampia kuin lehtimetsävaltaisilla alueilla. Myös havupuulajilla on merkitystä; kuusivaltaisilla alueilla TOC-pitoisuudet ovat mäntyvaltaisia alueita korkeammat. (Palviainen & Finér, 2013, s. 14)

Valuma-alueen sijainnilla on merkitystä vesistöjen humuspitoisuuksiin. Pohjois-Suomessa valumavesien humuspitoisuudet ovat alhaisempia kuin Etelä-Suomessa. Tämän arvellaan johtuvan kylmemmästä ilmastosta, jolloin perustuotanto ja orgaanisen aineen määrät ovat vähäisempiä ja humuksen hajoamisnopeus on hitaampaa. Humuskuormitus on kuitenkin pohjoisessa yhtä suurta kuin etelässä suuremman valunnan myötä. (Palviainen & Finér, 2013, s. 13)

Kiintoainekuormitus vaikuttaa osaltaan myös humusaineiden esiintymiseen vesistöissä. Kiintoaineiksi luetaan kuuluvaksi kiinteä aines, jonka partikkelikoko on suurempi kuin 0,45 µm. Kiintoaine voi olla joko orgaanista ainesta tai epäorgaanista mineraalainesta. Ajan myötä partikkelimainen orgaaninen kiintoaines (POC) hajoaa mikrobien ja pohjaeläinten yhteistyön tuloksena, jolloin siitä voi syntyä humusaineita. Kiintoainekuormitus aiheutuu maan eroosiosta ja eroosioaineksen kulkeutumisesta valumavesien mukana vesistöihin. Kiintoaineen kulkeutumiseen vaikuttavat partikkelien koko, virtausolot ja uoman morfologia. (Palviainen & Finér, 2013, s. 11)

3.3 Rauta

Rauta (Fe) on maankuoren yleisimpiä alkuaineita. Rauta esiintyy maaperässä ja vesistöissä joko hapettuneena tai pelkistyneenä. Kiinteässä muodossa rauta on hapettuneena Fe^{3+} -ionina ja liukoisessa muodossa pelkistyneenä Fe^{2+} -ionina. Kallioperässä rauta esiintyy pääasiassa happeen tai rikkiin sitoutuneena muodostaen mineraaleja kuten pyriittiä (FeS_2), magnetiittia (Fe_3O_4) ja hematiittia (Fe_2O_3). (Luonnonvarakeskus, 2012) Mineraalien lisäksi rauta voi esiintyä myös epäorgaanisena yhdisteenä kuten karbonaattina tai hydroksidina tai näiden yhdistelminä. (Ympäristöhallinto, 2019; Lydersen ym., 2002)

Raudan liukoisuuteen vesistöissä vaikuttavat erityisesti pohjaveden hapetus-pelkistysolosuhteet eli redox-olosuhteet, veden lämpötila, pH-arvo sekä orgaanisten aineiden pitoisuus ja muoto. Hapettomissa olosuhteissa ja hyvin happamassa pH-arvossa raudan liukoisuus lisääntyy, jolloin se esiintyy Fe^{2+} -ionina. (Lydersen ym., 2002; Kritzberg & Ekström, 2012). Maaperän ja vesien pH-arvon noustessa sekä hapekkaissa olosuhteissa raudan liukoisuus heikkenee ja saostuminen voimistuu. Tämä johtuu raudan vahvasta

taipumuksesta hapettua kolmenarvoiseksi ja niukkaliukoisten rautahydroksidien muodostumisesta. (Lydersen ym., 2002)

Humuksella on voimakas taipumus muodostaa komplekseja raudan eri muotojen kanssa. Niissä olosuhteissa, jotka vallitsevat valuma-alueiden virtauksissa, vuorovaikutus orgaanisen aineksen kanssa mahdollistaa raudan pysymisen liuoksessa. Muodostaessaan komplekseja liukoisen (Fe^{2+}) raudan kanssa humus estää raudan hapettumisen ja saostumisen niukkaliukoisiksi hydroksideiksi. Humuksen määrällä vesistöissä on siis suuri vaikutus raudan liukenemiseen ja pysyvyyteen liukoisessa muodossa. (Lydersen ym., 2002; Kritzberg & Ekström, 2012; Neubauer ym., 2013)

Humus muodostaa komplekseja myös hapettuneen (Fe^{3+}) raudan ja rautahydroksidien ja -oksidien kanssa. Nämä kompleksit esiintyvät hyvin pienessä (<0,2 μm) partikkelikoossa. Humus estää näiden kompleksien kasvamisen ja saostumisen, jolloin ne voivat liikkua vesistöissä pitkiäkin matkoja. (Lydersen ym., 2002; Neubauer ym., 2013; Ekström, 2013) Kompleksien ilmaantuvuuden on havaittu vähenevän pH-arvon noustessa ja orgaanisen aineen pitoisuuden laskiessa. (Neubauer ym., 2013) Raudan ja liunneen orgaanisen aineen pitoisuuksien suhteessa on kuitenkin suurta spatiaalista ja temporaalista vaihtelua. Tämä osoittaa, että raudan pitoisuuteen ei vaikuta pelkästään liunneen orgaanisen aineen pitoisuus. (Ekström, 2013)

Raudan pitoisuuden nousu vesistöissä voimistaa veden värin tummumista. (Kritzberg & Ekström, 2012) Tummumisen voimakkuuteen vaikuttaa raudan hapetusaste, hydrataatio ja kemiallinen kompleksoituminen. (Sarkkola ym., 2013) Rauta vaikuttaa veden värin tummuuteen erityisesti humusaineiden kanssa kompleksoituneena. (Weyhenmeyer ym., 2014).

4 Vesien ruskettuminen

Järvivesien värin tummumista eli ruskettumista on havaittu koko pohjoisella pallonpuoliskolla viime vuosikymmenten aikana. (Monteith ym., 2007) Ilmiö on havaittu myös Evon alueen järvivesissä. (Arvola ym., 2010; Arzel ym., 2020) Vesien tummuminen aiheutuu lähinnä maaperästä kulkeutuvan liunneen orgaanisen hiilen määrän kasvusta

(DOC, Dissolved Organic Carbon) ja rautapitoisuuksien noususta vesissä. (Weyhenmeyer ym., 2014)

Hypoteeseja vesistöjen tummumisen laukaisevista ja sitä vahvistavista tekijöistä on useita ja ne ovat hyvin monimutkaisia. Tummumisen taustalla vaikuttavat tekijät voivat vaihdella valuma-alueen sijainnin mukaan. Ilmastonmuutoksen aiheuttama lämpötilan nousu, kasvukauden pidentyminen ja sadannan kasvu lisäävät orgaanisen aineksen ja myös raudan huuhtoutumista maaperästä. Lisäksi happamien laskeumien vähenemisen on osoitettu olevan yksi mahdollinen tekijä vesien tummumisen taustalla. (Monteith ym., 2007; Meyer-Jacob ym., 2019) Toisaalta myös maankäytön muutoksella ja metsä- ja maatalouden toimenpiteillä järvien valuma-alueilla on oma osuutensa järvivesien tummumisessa (Kritzberg, 2017). Tummumiseen vaikuttaa muiden tekijöiden lisäksi valuma-alueen hydrologia (Arvola ym., 2010).

4.1 Ilmastonmuutos

Ilmaston lämpenemisen myötä kasvukausi on pidentynyt noin 20 vuorokaudella 1970-luvulta lähtien Pohjolan leveysasteilla. Ilmastonmuutos vaikuttaa myös valuma-alueiden hydrologisiin olosuhteisiin ja hapetusolosuhteisiin lämpötilan ja sadannan muutoksien kautta. Näillä olosuhteiden muutoksilla on vaikutusta orgaanisten aineiden kulkeutumisen lisäksi myös raudan liukenemiseen maaperästä. (Kritzberg & Ekström, 2012; Ekström, 2013; Kritzberg, 2017)

Kasvukauden pidentyminen, ilman lämpötilan nousu sekä lisääntynyt sadanta edistävät orgaanisten aineiden kulkeutumista maaperästä vesistöihin. Pääosa hiilestä kulkeutuu vesistöihin keväisin lumien sulaessa ja syksyisin runsaiden sateiden aikana. Lämpötilan nousu kasvukausina johtaa orgaanisen hiilen hajoamisprosessien kiihtymiseen, jolloin syksyn sateiden aikana hiiltä huuhtoutuu runsaasti vesistöihin. Myös leudot ja sateiset talvet lisäävät hiilen kuormitusta vesistöissä. Lämpösumman on havaittu olevan yksi suurimmista orgaanisen hiilen pitoisuutta selittävistä tekijöistä, kun taas sadanta selittää kuormitusta. Valuma-alueilta tuleva humuskuormitus voi vaihdella useita kymmeniä prosentteja sateisten ja kuivien vuosien välillä. (Arvola ym., 2004; Kritzberg, 2017; Meyer-Jacob ym., 2019; Finér ym., 2020)

Maaperän kosteuden lisääntyessä ja ilman lämpötilan noustessa maaperän mikrobitoiminta lisääntyy ja hapettomat olosuhteet voimistuvat. Hapettomissa olosuhteissa rauta pelkistyy kahdenarvoiseksi liukoiseksi ferroraudaksi mikrobitoiminnan avulla, jolloin se kulkeutuu maaperästä vesistöihin. Raudan pitoisuuden onkin havaittu korreloivan voimakkaimmin hapetus-pelkistysolosuhteiden kanssa. Erityisesti myöhäisen syksyn ja alkutalven lisääntyneiden vesisateiden ja lämpötilan nousun on havaittu johtaneen aiemmin hapekkaiden maaperien muuttumiseen hapettomiksi ja näin ollen lisänneen raudan huuhtoutumista vesistöihin. (Sarkkola ym., 2013)

Myös orgaanisen aineksen pitoisuuden nousu edesauttaa raudan huuhtoutumista. Orgaaninen aines muodostaa raudan kanssa kompleksiyhdisteitä, jolloin rauta pysyy liuoksessa. Auringon valon lisääntyminen kiihdyttää orgaanisten aineiden kykyä kompleksoida ja sitoa rautaa. (Lydersen ym., 2002; Ekström, 2013) Raudan pitoisuudet vesistöissä eivät kuitenkaan ole nousseet kaikkialla samassa suhteessa orgaanisen aineksen kanssa, vaan raudan pitoisuuksissa on havaittu paikoin suurempaa nousua. Tämä johtuu sekä orgaanisen aineksen laadun että hapetusolosuhteiden muutoksista. (Kritzberg & Ekström, 2012; Ekström, 2013) Raudan aiheuttaman vesistöjen tummumisen odotetaan tulevaisuudessakin voimistuvan ilmastonmuutoksen jatkuessa. (Sarkkola ym., 2013; Ekström ym., 2016)

4.2 Happamien laskeumien väheneminen

Happamat laskeumat tarkoittavat muun muassa vesisateen, lumisateen, sumun tai pölyn mukana maaperään ja vesistöihin kulkeutuvaa hapanta ainetta, kuten typpi- tai rikkihappoa. Happamia laskeumia syntyy pääasiassa ihmisen toimesta, erityisesti teollisuuden ja liikenteen päästöistä. Teollistumisen myötä 1940-luvulla happamat laskeumat lisääntyivät huomattavasti ja maaperä ja vesistöt alkoivat happamoitua. Happamat aineet vaikuttavat maaperän ionivahvuuteen, laskevat pH-arvoa ja sitovat orgaanisia yhdisteitä sekä metalleja, kuten rautaa ja alumiinia. (Meyer-Jacob, 2019; Kritzberg & Ekström, 2012; Kritzberg, 2017)

Tekniikan kehittymisen ja päästösäädösten myötä teollisuuden päästöt ovat vähentyneet viimeisten vuosikymmenten aikana, jolloin myös happamien laskeumien määrä on vähentynyt. Maaperä on alkanut palautua happamoitumisesta, mikä edesauttaa orgaanisen

aineen liukenemistä maaperästä ja siten mahdollistaa orgaanisten aineiden ja raudan yhdisteiden muodostumisen. (Meyer-Jacob ym., 2019; Monteith, 2007; Kritzberg & Ekström, 2012) Maaperän palautumisella happamista laskeumista on vaikutusta orgaanisen aineksen määrän lisäksi myös sen laatuun. (Ekström ja muut, 2011) Happamien laskeumien väheneminen on yksi tekijä vesien tummumisen taustalla erityisesti alueilla, joilla aiemmin esiintyi voimakkaita happamia laskeumia. Pohjoisilla alueilla, joilla happamia laskeumia ei juuri esiintynyt, raudalla on suurempi merkitys veden värin tummumiseen kuin humusaineiden pitoisuudella ja laadulla. (Kritzberg & Ekström, 2012)

Maaperän palautuminen rikkilaskeumista on tutkitusti vain yksi tekijä muiden joukossa, joka vaikuttaa vesien tummumiseen. Tämän vahvistaa tutkimukset vesien väriarvon muutoksista pitkällä aikavälillä. Mikäli happamien laskeumien väheneminen olisi ainoa tekijä vesien tummumisen taustalla, tulisi vesien värin olla nykyisin samalla tasolla kuin ennen teollistumista 1940-luvun alussa. Vesien väriarvon on kuitenkin havaittu nousseen viimeisten vuosikymmenten aikana huomattavasti korkeammalle tasolle kuin mitä se oli vuonna 1935. Myöskään oletettua happosateiden aiheuttamaa vesien kirkastumista teollistumisen jälkeisinä vuosina ei havaittu tutkituissa vesistöissä. Vesien väriarvoissa vuosien 1935 ja 1982 välillä ei havaittu eroa, vaikka rikkihappolaskeumat kolminkertaistuivat. Rikkilaskeumilla on ollut tärkeä rooli tummumisen hidastumisessa teollistumisen aikana, kun happamat aineet ovat sitoneet orgaanista ainesta. (Kritzberg, 2017)

4.3 Valuma-alueen hydrologia

Valuma-alueen maaperän laadulla on vaikutusta vesistöjen väriin ja sen muutoksiin. Evon alueella moreenimailla sijaitsevien pintavalumina vetensä saavien järvien väriarvojen on havaittu olleen korkeimpia. Pohjavesijärvien ja hiekkamailla sijaitsevien järvien väriarvot olivat alhaisempia. Soiden osuus valuma-alueen pinta-alasta selittää raudan pitoisuuksien vaihteluita, sillä soilla vallitsee hapettomat raudan liukoisuutta edistävät olosuhteet. Lisäksi valuma-alueen ojitusprosentin suureneminen lisää orgaanisen aineen pitoisuuksia. (Arvola ym., 2010; Finér ym., 2020, s. 31)

Maalajin lisäksi topografialla eli korkeuseroilla on vaikutusta DOC-pitoisuuteen valuma-alueen vesistöissä. Tasaisilla valuma-alueilla DOC-pitoisuuksien on havaittu olevan

korkeimpia. Tasainen maasto edistää turpeen muodostumista ja liuenneen orgaanisen hiilen kulkeutumista metsien maaperästä pintavesiin. (Andersson & Nyberg, 2007)

Vesien tummumisen voimakkuuteen vaikuttavat lisäksi valuma-alueen ylä- ja alajuoksulla sijaitsevat järvet (Arvola ym., 2016; Blanchet, 2020). Blanchetin mukaan veden väri korreloi negatiivisesti yläjuoksun järvien lukumäärän kanssa. Tämä tukee Arvolan ja Mattsonin aiemmin tekemiä huomiota, että suurilla järvillä värillisen liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuus (CDOM, Coloured dissolved organic matter) on sitä pienempi, mitä suurempi on yläjuoksun järvien määrä (Arvola ym., 2016; Mattson ym., 2005). Yläjuoksulla sijaitsevat vesistöt pidättävät orgaanista hiiltä. (Blanchet, 2020; Finér ym., 2020, s. 30) Pienillä pääjärvellä tilanne voi kuitenkin olla erilainen. Arvola mainitsee, että pienet järvet ovat herkkiä muutoksille ja valuma-alueen ominaisuudet vaikuttavat niihin suuresti. Alajuoksulla sijaitsevilla pienissä entuudestaan kirkkaammissa järvissä värin muutosten alkuperäiseen arvoon nähden on havaittu olevan suurempia kuin yläjuoksulla sijaitsevilla tummemmissa järvissä. Alajuoksulla sijaitsevat järvet vastaanottavat pintavalumien lisäksi liukoisia orgaanisia aineita yläjuoksun järvistä. (Arvola ym., 2010; Arvola ym., 2016)

Kasvillisuus vaikuttaa valuma-alueen hydrologiaan ja vesistökuormitukseen. Tutkimusten mukaan valuma-alueen pääpuulajilla on merkitystä orgaanisten aineiden pitoisuuksiin vesistöissä. Maailmanlaajuisessa tarkastelussa havumetsien osuus valuma-alueiden pinta-alasta ennustaa järvien DOC-pitoisuutta parhaiten. Lehtipuuvaltaisilla alueilla orgaanisten aineiden pitoisuudet ovat olleet havupuuvaltaisia alueita alhaisemmat. DOC-kuormitusta voitaisiin hillitä suosimalla rantakaistaleilla lehtipuustoa. (Kritzberg, 2017)

4.4 Metsätalouden vesistövaikutukset ja vesiensuojelu

Metsien merkitys hydrologisessa kierrossa on suuri, sillä boreaalisilla vyöhykkeillä metsät peittävät suuren osan maa-alueista. Pienillä valuma-alueilla metsätalouden toimenpiteillä on selkeä vaikutus vesitaseeseen ja vaikutus kestää useita vuosia. Vesitase koostuu metsikkösadannasta, kokonaishaihdunnasta, valunnasta ja maaperään varastoituneesta vedestä. Vesitaseen muutokset vaikuttavat liuenneiden ravinteiden ja hiilen sekä kiintoaineen kulkeutumiseen. (Koivusalo, 2011) Lisäksi maankäytön muutokset vaikuttavat vesien tummumiseen. Viimeisten vuosikymmenten aikana viljelypinta-alaa on metsitetty

runsaasti. (Kritzberg, 2017) Metsätalouden vesistövaikutuksia pyritään ehkäisemään ja vähentämään erilaisin vesiensuojelun keinoin.

4.4.1 Hakkuut

Veden kierto muuttuu päätehakkuun ja harvennuksen yhteydessä vähentyneen latvuspäidännän, pienentyneen haihdunnan, kasvaneen lumen kertymisen ja tehostuneen sulamisen sekä kasvaneen valunnan myötä. Muuttunut hydrologia lisää vesien mukana kulkeutuvien liuenneiden ravinteiden ja hiilen sekä kiintoaineen kuormitusta purkuvesistöihin. (Koivusalo & Laurén, 2011) Harvennus- ja päätehakkuut voivat nostaa pohjaveden tasoa, jolloin hapettomat olosuhteet lisääntyvät ja raudan liukoisuus kasvaa. Metsätaloutta harjoitetuilla mailla Fe/DOC -suhteen onkin havaittu olevan korkeampi kuin käsittelemättömien metsien virtauksissa. (Kritzberg & Ekström, 2012) Evon alueella tehdyissä tutkimuksissa avohakkuiden pinta-alan havaittiin voimistavan veden väriä. (Blanchet, 2020) Kuitenkin yksittäisen järven valuma-alueen tarkastelussa metsätalouden toimenpiteillä ei havaittu olevan vaikutusta veden väriin. (Blanchet, 2020; Hämäläinen, 2020).

Hakkuiden yhteydessä syntyvät ajourapainamat erityisesti vesistöjen läheisyydessä lisäävät kiintoaineiden huuhtoutumista. Päätehakkuukohteilla huuhtoutumisen riski on korkeampi kuin harvennuskohteilla. Huuhtoumat ovat suurimmillaan muutaman vuoden aikana toimenpiteiden jälkeen, jolloin huuhtoumia ehkäisevää pintakasvillisuutta ei vielä ole kehittynyt. (Joensuu ym., 2013, s. 30)

Maanpinnan rikkoutumista voidaan vähentää ajoittamalla puunkorjuu kantavaan aikaan ja käyttämällä kohteelle soveltuvaa kalustoa sekä havuttamalla ajouria. Vesiuomien ylityksiä tulee puunkorjuussa välttää. Tarvittaessa tulisi valita mahdollisimman kantava ylityspaikka ja suojata vesiuoma tilapäissillalla tai latvuksilla hakkuun ajaksi. Vesistöjen varsille suositellaan jätettäväksi riittävän leveä, vähintään 5 metriä leveä suojakaista, jolla maanpinta säilytetään rikkoutumattomana. Myöskään hakkuutähteitä ei karsita suojakaistalle. Suojakaista rajataan vaihtelevan levyiseksi maaston muotoja ja kasvillisuuden sekä puuston vaihettumiskohtia hyödyntäen. (Joensuu ym., 2013, s. 30)

Valtaosalla vanhoista turvemaiden ojitusalueista kasvaa tällä hetkellä varttunutta metsää. Lähitulevaisuuden haasteena on ojitettujen alueiden hakkuut ja niiden aiheuttamat mahdolliset DOC ja ravinnekuormitukset. (Nieminen ym., 2017) Tutkimusten mukaan vesistökuormituksen torjumiseksi ojitetuilla soilla tulisi kiinnittää erityistä huomiota vedenpinnan säätelyyn. Vedenpinta ei saisi laskea niin syväälle, että syvimmällä olevat turvekerrokset alkaisivat hajota päästessään kosketukseen hapen kanssa. Vesi ei saisi myöskään nousta lähelle maanpintaa, sillä silloin pelkistysreaktiot käynnistyvät ja pelkistyessään raudan ja orgaanisten aineiden liukoisuus ja huuhtoutuminen lisääntyvät. (Nieminen ym., 2015; Nieminen & Sallantaus, 2020) Yhtenä keinona vedenpinnan liiallista nousua vastaan ojitetuilla alueilla on avohakkuista luopuminen, jolloin hakkuissa jäljelle jäisi riittävästi haihduttavaa puustoa. Vedenpinnan liiallista laskua taas voitaisiin hillitä keskittymällä harvennushakkuissa eniten haihduttavien eli suurimpien puiden poistoon. Lisäksi vedenpinnan liiallista laskua voitaisiin torjua valumavesien padottamisella. (Nieminen & Sallantaus, 2020)

Turvemaiden hakkuissa hakkuutähteiden keräys saattaisi hillitä ravinteiden liukenemistä vesistöihin. Hakkuutähteiden keräys ei kuitenkaan ole kovin suosittu menetelmä, sillä hakkuutähteitä tarvitaan maapohjan kantavuuden parantamiseen raskaiden metsäkoneiden alle. Turvemaiden ympärille voidaan myös perustaa kosteikko suojavyöhykkeeksi harvennetun alueen ja vesistön välille. Tällöin kiintoaineen ja epäorgaanisten ravinteiden kulkeutuminen vesistöön vähenee, mutta liunneen orgaanisen hiilen ja liunneen orgaanisten ravinteiden kulkeutuminen kasvaa. (Nieminen ym., 2017)

4.4.2 Maanmuokkaus

Suurimmat kiintoainehuuhtoumat aiheutuvat metsänuudistamisen yhteydessä tehtävästä maanmuokkauksesta. Kiintoaineiden ja ravinteiden huuhtoutumista voidaan vähentää valitsemalla kohteelle sopiva maanmuokkausmenetelmä ja käyttämällä lisäksi muokkausmenetelmään sopivia vesiensuojelukeinoja. Maanmuokkausmenetelmän tulisi olla kohteelle metsänuudistamisen kannalta riittävän tehokas, mutta kuitenkin mahdollisimman vähän maanpintaa rikkova. Menetelmän valintaan vaikuttavat kohteen maalaji, maastonmuodot, vesitalous sekä sijainti vesistöihin ja pohjavesialueisiin nähden. (Joensuu ym., 2013, s. 33)

Laikku- ja kääntömätästys sekä laikutus ovat maanmuokkausmenetelmistä vähiten huuhtoutumia aiheuttavia, sillä menetelmissä syntyy harvoin yhtenäisiä vettä johtavia kanavia. Äestystä käytettäessä tulisi jättää veden virtausta vähentäviä muokkauskatkoja erityisesti kaltevilla kohteilla. Myös äestyksen suuntaus tulisi valita maastonmuotojen mukaan; rinnekohteilla äestetään poikkisuuntaisesti rinteiden laskusuuntaan nähden. Suurimpia ravinne- ja kiintoainehuuhtoutumia aiheuttavat ojitus- ja naveromätästys. Näiden menetelmien yhteydessä käytetään vesiensuojelukeinoina kaivukatkoja, lietekuoppia, laskeutusaltaita ja pintavalutusta. (Joensuu ym., 2013, ss. 34–35)

Maanmuokkauksessa tulisi välttää turhaa ojien ylitystä. Maanmuokkausta ei myöskään uloteta ojiin asti, vaan väliin jätetään noin metrin levyinen muokkaamaton piennar. Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään vähintään 5 metriä leveä muokkaamaton suojakaista. (Joensuu ym., 2013, s. 33)

4.4.3 Kulotus

Kulotuksen tavoitteena on parantaa metsänuudistamisen tulosta ja puuston kasvua. Humuskerroksen ja hakkuutähteiden palaessa kasvupaikan lämpöolot paranevat ja ravinteita vapautuu kasvillisuuden ja uuden puusukupolven käyttöön. Kulotettu alue altistuu kasvillisuuden ja humuskerroksen puuttuessa eroosiolle. Kulotuksen on havaittu lisäävän erityisesti valumavesien typpipitoisuutta. Veteen liuenneiden ravinteiden päätymistä vesistöön ehkäistään jättämällä vesistöjen varteen vähintään 5 metrin levyinen suojakaista, jolla ei tehdä toimenpiteitä. (Joensuu ym., 2013, s. 37)

4.4.4 Ojitukset

Suomen 9 miljoonasta suohehtaarista noin puolet eli 4,7 miljoonaa hehtaaria on ojitettu metsätalouden käyttöön. Soiden ojitus alkoi 1920-luvulla ja sen määrä kasvoi huomattavasti ojituksen koneellistuessa 1950-luvun puolivälin jälkeen. Soiden ojitus oli runsaimmillaan 1960- ja 1970-lukujen aikana. (Koivusalo, 2011; Palviainen & Finér, 2013)

Metsäojitus on osaltaan lisännyt orgaanisen hiilen huuhtoutumista vesistöihin. (Nieminen & Sallantaus, 2020) Ojituksen myötä vedenpinnan taso laskee, jolloin turpeen hajoaminen

kiihtyy ja humusta huuhtoutuu purkuvesistöihin. Ojituksen myötä suoalueiden hydrologinen aktiivisuus kasvaa ja veden virtausmatkat purkuvesistöihin lyhenevät. Nykyään soiden uudisojituksia ei enää Suomessa tehdä, vaan sopivaa kuivatustilaa ylläpidetään kunnostusojitusten avulla. Kunnostusojituksilla on uudisojituksia vähäisemmät vaikutukset vesien kiertoon ja humuksen huuhtoutumiseen. (Koivusalo, 2011; Palviainen & Finér, 2013)

Kunnostusojitusta voidaan tehdä vanhojen ojien perkauksena tai sarkojen halkaisuna eli täydennysojituksena. Näistä vallitseva toimenpide on ojien perkaus, sillä täydennysojitusta suositellaan käytettävän pienipuustoisilla kohteilla Pohjois-Suomen ilmasto-oloissa. (Palviainen & Finér, 2013) Kunnostusojituskelpoisuutta arvioidaan Hyvän metsänhoidon suositusten mukaisesti puuston vähimmäisrunkoluvun, kasvupaikan ja lämpösumman perusteella. (Äijälä ym., 2014)

Tutkimuksissa on havaittu, että metsäojitusten vaikutukset ravinnekuormitukseen ovat vuosikymmenien mittaisia, vaikka tällä aikavälillä ei tehtäisi lisää toimenpiteitä. Tällaista pitkäaikaisvaikutusta kutsutaan ojituslisäksi. Pitkäaikaisvaikutusten vuoksi vesiensuojelussa tulisi metsätalouden toimenpiteiden yhteydessä toteutettavan vesiensuojelun lisäksi kiinnittää entistä enemmän huomiota jatkuvaan vesistökuormituksen hallintaan. Niemisen mukaan tämä on kuitenkin hankalaa, sillä vielä ei tiedetä tarkalleen, missä muodossa ojituslisän tuottama kuormitus syntyy. Esimerkiksi liuenneen orgaanisen aineen vähentäminen valunnasta on hyvin vaikeaa. Nieminen mainitsee, että yleisesti käytetyt vesiensuojelumenetelmät lietekuopat, laskeutusaltat ja kaivukatkot, ovat osoittautuneet tehottomiksi liuenneiden aineiden kuormituksen vähentämisessä. (Nieminen & Sallantaus, 2020) Myös kiintoainekuormituksen vähentäminen laskeutusaltaiden avulla on osoittautunut heikoksi menetelmäksi erityisesti hienojakoisten jakeiden osalta. (Nieminen ym., 2017) Tällä hetkellä tutkitaan uutta menetelmää, kaksitasouomaa eli tulvatasannetta, kiintoainekuormituksen sekä ravinnepäästöjen ja orgaanisten aineiden kuormituksen vähentämiseen. (Häyrynen, 2021, ss. 4–5)

5 Vesien ruskettumisen vaikutukset

Valuma-alueilta huuhtoutuva vesiä tummentava humusaines vaikuttaa monella tapaa järviökosysteemeihin. Veden tummentuessa sen fysikaalisissa ja kemiallisissa

ominaisuuksissa tapahtuu muutoksia, jolloin kasvillisuuden ja eliöiden elinolosuhteet muuttuvat. Tämä aiheuttaa muutoksia järviekosysteemin lajirunsauteen ja yksilöiden määrään, mikä vaikuttaa hyvin moninaisesti koko järviekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan ja lisäksi sillä on yhteiskunnallisia vaikutuksia.

5.1 Fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

Järvivesien tummuessa valo ei pääse tunkeutumaan yhtä syväälle kuin kirkasvetisemmissä vesissä. (Kritzberg ym., 2020) Valoisuusolosuhteiden heikentyessä järvien lämpötilakerrostuneisuus voimistuu. (Solomon ym., 2015; Ruuhijärvi ym., n.d.) Pintakerroksessa tumma humus absorboi tehokkaasti auringon UV- ja lyhytaaltoista säteilyä, jolloin pintavesikerros lämpiää. Mikäli vedet eivät pääse sekoittumaan voimakkaiden tuulten myötä, alusvesikerros pysyy kylmempänä, kun säteily ei pääse tunkeutumaan pintakerrosta syvemmälle. (Solomon ym., 2015)

Veden kerrostuessa lämpötilan suhteen syntyy alusvesiin happivajetta. Tummassa vedessä yhteyttäminen vähenee valon puutteen vuoksi, mikä osaltaan voimistaa hapen puutetta. Lisäksi bakteerien hajotustoiminta kuluttaa happea. Mitä tummavetisempi ja pienempi järvi, sitä ohuempi on hapekas päällysvesikerros. Tällaiset järvet ovat usein myös kevätkerromiktisia, eli niiden vesi ei sekoitu keväisin. Varsinkin pienissä ja reheväköissä humusjärvissä alusvesi on hapeton sekä kesällä että talvella. (Ruuhijärvi ym., n.d.; Määttänen, n.d.)

Humusaineet säätelevät ympäristömyrkyjen ja haitallisten metallien kulkeutumista, myrkyllisyyttä ja biosaatavuutta vesistöissä, sillä humusaineet muodostavat komplekseja näiden aineiden kanssa. Vapaana vedessä esiintyvä epäorgaaninen rauta on suurissa määrissä myrkyllistä eliöille, sillä liukoinen rauta muodostaa kalojen kiduksissa tukehduttavia rautahydroksideja. Metallien ja ympäristömyrkyjen sitoutuessa humukseen, ne eivät kuitenkaan pääse vaikuttamaan vesistöjen eliöihin. Humuksen koostumus vaikuttaa aineiden sitoutumisvahvuuteen. Ympäristömyrkyt sitoutuvat voimakkaimmin suuren molekyylipainon omaaviin, runsaasti hydrofobisia happoja sisältäviin ja aromaattisiin humusaineisiin. (Palviainen & Finér, 2013, s. 31)

Myös elohopea kulkeutuu vesistöihin humukseen sitoutuneena. Humus aiheuttaa elohopean metyyloutumista, jolloin se esiintyy liukoisessa muodossa. Metyylielohopea rikastuu helposti ravintoketjussa. Humuspitoisten järvien ahvenien on havaittu sisältävän enemmän myrkyllistä elohopeaa kuin kirkasvetisten järvien ahvenien. Sellaisissa humusjärvisissä, joiden valuma-alueen pinta-alasta yli 30 % on soita ja turvemaita, ahvenet ovat kaikkein heikompilaatuisia ihmisravinnoksi. Elohopea on haitallista mm. sikiön ja lapsen keskushermoston kehitykselle. Humuskuormitusta vähentämällä voidaan tehokkaasti vähentää myös elohopean kulkeutumista vesistöihin. (Palviainen & Finér, 2013, s. 31)

5.2 Vesistöjen ekosysteemi

Vesien tummuminen vaikuttaa laajasti koko järviekosysteemin toimintaan.

Valoisuusolosuhteiden heikentyessä yhteyttämisen mahdollisuus tuottajilla eli erilaisilla vesikasveilla ja kasviplanktoneilla vähenee ja näin vesien tuotantokerroksen paksuus pienenee. Hapellisen vesikerroksen pienentyessä happea vaativien vesieliöiden elintila kapenee huomattavasti. Heikentyneistä valaistusolosuhteista huolimatta järvien tuotanto voi kuitenkin olla suhteellisen korkea, vaikkakin heikompi kuin kirkkaammissa järvisissä, sillä monet siimalliset kasviplanktonit kykenevät hakemaan ravinteita tai bakteereita syvemmältä alusvedestä ja palaamaan sitten yhteyttämään päällysvesikerrokseen. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Tummissa ja humuspitoisissa vesistöissä kasviplanktonien eli levien lajirunsauden on havaittu olevan kirkasvetisempiä vesistöjä pienempi (Palviainen & Finér, 2013; Urrutia-Cordero ym., 2017). Kasviplanktonin biomassan on kuitenkin osoitettu olevan humusjärvisissä suurempi. (Palviainen & Finér, 2013; Penttinen & Niinimäki, 2010, s. 26) Kasviplanktoneilla on suuri merkitys järvien ekosysteemissä. Sen lisäksi, että ne tuottavat happea, ne myös kuluttavat ravinteita ja ovat tärkeä osa eläinplanktonin ravinnosta. Eläinplankton taas muodostaa suuren osan kalanpoikasten ja kalojen ravinnosta. (Määttänen, n.d.)

Tuottajien lajisuhteiden ja määrien muuttuessa hajotustoiminnan rooli kuluttajien ravinnontuotannossa korostuu. Bakteerit kykenevät hajottamaan humusta ja turvaavat sen kautta energiantuotannon humusjärven ravintoketjun käyttöön. Hapentuotanto on tästä huolimatta vesistöjen elämää suuresti rajoittava tekijä. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Vesien tummumisen myötä myös vedessä elävien selkärangattomien määrä on vähentynyt viimeisten kolmen vuosikymmenen aikana. Suuri osa vesiselkärangattomista elää levien ja vesikasvien suojassa. Vesiselkärangattomat ovat monien vesilintujen- ja kalalajien pääasiallinen ravinnonlähde. (Arzel ym., 2020) Vesiselkärangattomat myös kierrättävät ravinteita ja orgaanista ainesta. Lisäksi ne laiduntavat vesistöjen päällyskasvustoa, mikä kirkastaa vettä ja edesauttaa kasvinsyöjäeläinplanktonien runsastumista. (Vehkaoja, 2019)

Järvien tummumisen on lisäksi havaittu johtavan terveydelle välttämättömien omega-3-rasvahappojen EPA:n ja DHA:n määrän vähenemiseen kaloissa. Kalat eivät pysty tuottamaan näitä rasvahappoja itse, vaan ne ovat levien tuottamia ja siirtyvät eläinplanktonin kautta kaloihin. Järvien rehevöitymisen ja humusaineksen on osoitettu muuttavan leväyhteisöä rasvahappotuotannon kannalta epäedullisemmaksi. Rehevöitymisestä hyötyvät levät, joiden omega-3-rasvahappopitoisuus on erittäin pieni. Rehevöityneissä ja tummuneissa järvissä kasviplanktonbiomassan EPA- ja DHA-sisältö on täten vähentynyt. Tutkimuksien mukaan ruskeavetisten ahvenien EPA- ja DHA-pitoisuudet olivat 1,5–1,9 kertaa alhaisempia kuin kirkasvetisissä järvissä. (Taipale ym., 2016)

Vesien tummumisella on myös yhteiskunnallisia vaikutuksia. Orgaanisen aineksen pitoisuuden nousu pintavesissä on huomattu vedenpuhdistamoilla mm. Suomessa ja Norjassa. Päijänteellä, joka on pääkaupunkiseudun pääasiallinen raakaveden lähde, on havaittu selkeää kasvua TOC -pitoisuudessa vuodesta 2007 lähtien. Kasvua on 2000-luvun alusta vuoteen 2014 jopa 24 prosenttia. Myös värin havaittiin voimistuneen huomattavasti, mikä saattaa viitata orgaanisen aineksen määrän lisäksi myös sen laadun muutoksiin. TOC-pitoisuuksien kasvu on edellyttänyt muutoksia puhdistusprosesseihin laadukkaan talousveden valmistamiseksi. Suomessa puhdistusprosessit ovat entuudestaan tehokkaita, ja tarvittavat muutokset ovat olleet pieniä. Muualla maailmassa, esimerkiksi Norjassa on kuitenkin jouduttu tekemään mittavia investointeja vedenpuhdistusprosesseihin talousveden riittävän laadun varmistamiseksi. Tulevaisuudessa tarvitaan lisää tutkimusta pintavesien orgaanisen aineksen määrän ja laadun muutoksista, jotta niihin pystytään varautumaan vedenpuhdistamoilla. (Castrén ym., 2014)

6 Evon alue

Evon alueella tarkoitetaan usein Evon valtionmaata, joka käsittää noin 7200 hehtaarin suuruisen alueen Hämeenlinnassa. Alue on maanomistukseltaan ja maankäytöltään hyvin monenkirjava. Alueella on lukuisia osittain päällekkäin meneviä alueita, kuten Natura 2000 -alue, Evon opetusmetsä ja Evon retkeilyalue. Toisinaan Evon alueeseen lasketaan kuuluvaksi myös Hämeenlinnan kaupungin Tarusjärven retkeilyalue sekä puolustusvoimien käytössä oleva harjoitusalue lähempänä Padasjokea. Tällöin alueen pinta-ala nousee noin 9000 hehtaariin. (Lindberg & Kallonen, 2012, s. 97; Ympäristöhallinto, 2014)

Evon alue on Etelä-Suomessa harvinaisen laaja pääosin asumaton alue, mikä tekee siitä retkeily- ja tutkimuskäyttöön hyvin mielenkiintoisen. Alueella on luonnontilaisia pieniä järviä ja lampia, harjuja sekä vanhoja metsäsaarekkeitä. Liikkuminen Evolla on helppoa, sillä alueella on tiheä metsäautotie- ja polkuverkosto. Evon alue on tärkeä retkeily- ja virkistyskohde ja lisäksi siellä toimivat Evon metsäoppilaitos sekä Helsingin yliopiston Lammin biologinen laitos, joka sijaitsee aivan Evon alueen kupeessa. (Ympäristöhallinto, 2014)

Evon alueella on lukuisia erilaisia luontodirektiiviin lukeutuvia luontotyyppisiä ja lajeja, joiden perusteella alue kuuluu Natura 2000 -suojeluverkostoon erityisten suojelutoimien alueena (SAC). Alueella on vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvia kohteita, soidensuojeluohjelmaan kuuluva kohde sekä rantojensuojeluohjelmaan kuuluvia alueita. Evon alue on lisäksi valtion retkeilyaluetta. Luontotyyppien ja lajien suojelu on toteutettu alueella ulkoilulain, metsälain ja vesilain perusteella. Suojelun toteuttamiskeinoina alueella ovat hoito- ja käyttösuunnitelma valtion mailla, Evon alue-ekologinen suunnitelma ja Länsi-Suomen luonnonvarasuunnitelma. Rantavyöhykkeet suojellaan rantojensuojeluohjelman mukaisesti ja niiden ulkopuolella noudatetaan metsälakia. Luontodirektiivin ulkopuolella metsätalouden harjoittaminen on alueella sallittua. Alueen metsät ovatkin enimmäkseen metsätaloustaloudessa. Alueella saa myös kalastaa ja metsästää, mikäli kalastus- ja metsästyslaki eivät niitä rajoita. Tutkimus ja opetus sekä virkistyskäyttö ovat myös sallittuja, mikäli ne eivät uhkaa suojelun tavoitteita. (Ympäristöhallinto, 2014; Lindberg & Kallonen, 2012, s. 97)

6.1 Evon opetusmetsä

Evon valtionmaan syntyminen sai alkunsa isojaosta, joka saapui Iso-Evolle vuonna 1787. Evon alue oli osa Iso-Evon kylää. Iso-Evo jaettiin manttaalilukujen eli maanveroyksiköiden mukaan talollisille. Aluksi jaossa yli jäänyt osa jaettiin talollisille metsäveroa vastaan, mutta Senaatti perui tämän ja muodosti Evon alueesta kruunun liikamaan vuonna 1820. Vuonna 1856 alueesta perustettiin Evon kruununpuisto. Suomen itsenäistymisen jälkeen ja metsähallinnon uudistamisen myötä perustettiin Evon hoitoalue vuonna 1922. Metsäopetus ja metsätalous toimivat hoitoalueella käsi kädessä, sillä metsäopetuksen vastuu kuului Metsähallitukselle. Vuonna 1973 metsäopetus irrotettiin Metsähallitukselta Ammattikasvatushallituksen alaisuuteen. Tällöin Evon valtionmaat jaettiin Metsähallituksen ja Ammattikasvatushallituksen kesken. Näin syntyi Evon opetusmetsä, ks. kuva 1. (Viitala, 2012, s. 88; Lindberg & Kallonen, 2012, s. 97)

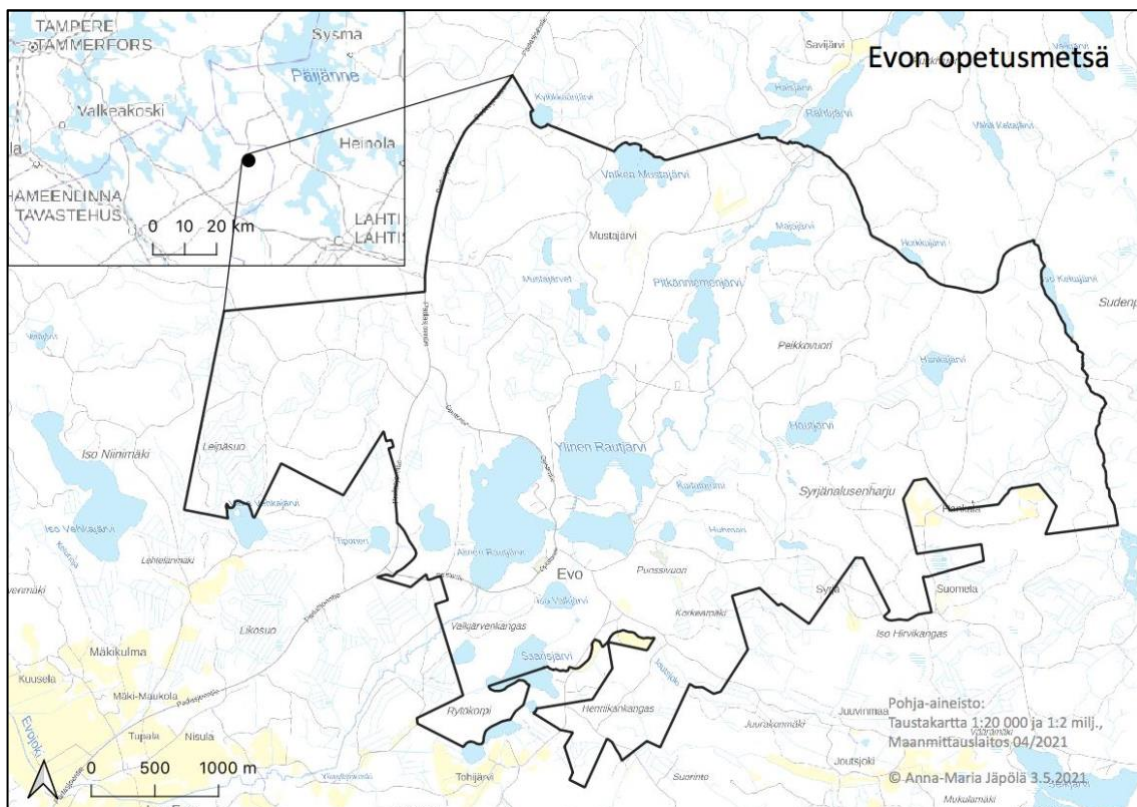
Evon opetusmetsässä maapinta-alaa on noin 1781 hehtaaria ja vesialuetta 152 hehtaaria. (Häkkinen, 2012, s. 103) Vuodesta 2021 lähtien Evon opetusmetsä siirtyy Hämeen ammattikorkeakoulun (HAMK) hallinnasta Metsähallituksen hallintaan, mutta metsäopetus jatkuu edelleen alueella. Metsähallitus ja HAMK vastaavat alueen metsäsuunnitelman laadinnasta yhdessä. Suunnitelmassa huomioidaan opetus- ja tutkimuskäytön tarpeet. (Hämeen ammattikorkeakoulu, 2020)

Evon opetusmetsän ensisijaisena tehtävänä on toimia Hämeen ammattikorkeakoulun ja ammatti-instituutin opiskelijoiden sekä muiden alasta kiinnostuneiden monipuolisena oppimisympäristönä. Opetusmetsää hoidetaan tehokkaasti ja taloudellisesti kestävän metsätalouden periaatteiden ja valtion metsille asetettujen hoito-ohjeiden mukaisesti, jossa huomioidaan puuntuotannon rinnalla myös virkistyskäytön ja luonnonsuojelun tarpeet. (Häkkinen, 2012, s. 103)

Evon opetusmetsässä näkyvät vuosien saatossa muuttuneet elinkeinot ja metsänhoidon käytänteet. Aikansa huippuosaamista oli puuhiilen tuottaminen 1900-luvun alkupuoliskolla. Vanhoja hiilimiilujen pohjia löytyy yhä eri puolilta Evon metsiä. Nykyään näillä paikoilla kasvaa hyväkasvuista puustoa. Muutama vuosikymmen myöhemmin 1950- ja 1960-luvuilla metsäopetuksen tärkeimpiin oppiaineisiin lukeutui metsäojitus, jonka myötä Evoltakin löytyy

runsaasti metsätaloustalouteen ojitettuja korpia ja rämeitä. (Häkkinen ym., 2005) Evon Natura 2000 -alueella on Evo-Life -hankkeen myötä pyritty ennallistamaan aiemmin ojitettuja korpia tukkimalla oja. Evon alueella metsiä on uudistettu vuosikymmenien ajan kulottamalla, sillä myös kulotus on lukeutunut Evon metsäoppilaitoksen oppiaineisiin. Alueella onkin palaneen puun jatkumo, mikä on Suomessa harvinaista. (Hämeen ammattikorkeakoulu, 2005)

Kuva 1. Evon opetusmetsän sijainti.



6.2 Evon alueen vedet

Evon alueen metsäiset järvet ovat tärkeä tutkimuskohde. Evon vuonna 2014 lakkautettu riistan- ja kalantutkimuskeskus sekä Helsingin yliopiston Lammin biologinen asema ovat tutkineet Evon järvien biologiaa, kemiaa, kaloja ja vesilintuja vuosikymmenien ajan. Vesistötutkimus alkoi alueella jo vuonna 1892, jolloin Evon kalastuskoeasema perustettiin. (Karvonen, 2014)

Evon alue sijaitsee Kokemäenjoen ja Kymijoen vesistöjen päävedenjakaja-alueella. Evon alueen vesistä valtaosa on Kokemäenjoen vesistön Hauhon reitin latvoja. Alueen itärajan vedet Tervajärvestä alavirtaan kuuluvat Kokemäenjoen vesistön Vanajaveden reittiin. Natura 2000 -alueen Koveronjärvi laskee Päijänteeseen ja kuuluu näin ollen Kymijoen vesistöön. Suurimmalla osalla Evon järvistä ja lammista on selvä laskuoja, mutta Valkea Mustajärven ja Hautjärven laskupurot imeytyvät maahan. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Koko Evon alueella on yhteensä 109 järveä ja lampea. Niiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 470 ha ja rantaviivaa on lähes 100 km. Järvien keskikoko on noin 4,3 ha. Suurimmat järvet ovat Alinen Rautjärvi (50 ha), Ylinen Rautjärvi (38 ha) ja Savijärvi (27 ha). (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Evon alueen järvet ovat pääasiassa karuja järvityyppejä, joiden veden väri vaihtelee kirkasvetisistä nuottaruohotyypin järvistä hyvin tummavetisiin runsaasti humusta sisältäviin ulpukkatyypin suolampiin. (Ruuhijärvi ym., n.d.) Maaperältään moreenia olevat suorantaiset järvet ovat humuspitoisia. Humusjärviä ovat mm. Horkkajärvi, Alinen Rautjärvi, Ylinen Rautjärvi, Keskinen Rautjärvi, Rahtijärvi, Pitkänniemenjärvi, Majajärvi, Haukijärvi, Hautajärvi, Särkijärvi, Huhmari ja Mustajärvet. Kirkasvetisiä suotojärviä ovat Valkea Mustajärvi, Opiston Valkjärvi, ja Haarajärven Valkjärvi. Suotojärvien valuma-alue on pieni ja maaperältään hiekkaa tai soraa. Lisäksi kirkasvetisiä pohjavesijärviä eli lähdejärviä ovat Syrjänalunen ja Karvalammi. Pohjavesijärviä esiintyy usein harjujen kainaloissa pohjavesialueella, kuten Syrjänalusen tapauksessa. (Määttänen, n.d.)

Evon alueen järvissä luontaisia kalalajeja ovat ahven, kiiski, hauki, särki, salakka, sorva, ruutana ja made. Järviin on lisäksi istutettu lukuisia kalalajeja, joista lisääntyvän kannan joihinkin järviin muodostavat ainakin lahna ja muikku. Istutettuja lajeja ovat lisäksi ankerias, kuha ja siika sekä Niemisjärvien kalastusalueen järviin, Niemisjärviin, Syväjärveen, Kalliojärveen ja Vähä Koukkujärveen, säännöllisesti istutettavat kirjolohi, taimen ja nieriä. Alueen järvien pesimälintuja ovat telkkä, sorsa, sinisorsa, tavi, isokoskelo, kuikka, kaakkuri, kalalokki, selkälokki ja laulujoutsen. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

6.3 Evon vesien laatu

Evon Natura-alueen järvistä ja lammista suurin osa on humuspitoisia eli ne ovat ruskeavetisiä. Evon humusjärville tyypillinen väriarvo on 200–300 mg Pt/l. Useimmat alueen järvistä ovat lievästi happamia ja kohtuullisen hyvin puskuroituja, jolloin pH on välillä 5,5–6,2 ja puskurikykyä kuvaava alkaliteetti on niukasti negatiivinen. Joukossa on kuitenkin myös hyvin happamia ja heikosti puskuroituneita lampia, jolloin pH voi olla alimmillaan noin 4,5. Humusjärvien humus puskuroi vettä suojaten sitä voimakkailta laskeutumien aiheuttamalta happamoitumiselta. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Metsätalous ja soiden ojitus on monin paikoin vaikuttanut järvien veden laatuun lisäten humuspitoisuutta ja ravinteisuutta. Enemmistö Evon järvistä on silti karuja tai keskiravinteisia, mutta muutamat järvet, kuten valuma-alueeltaan ravinteikas Hautjärvi, Iso Ruuhijärvi sekä pellavanliotuksen aikoinaan rehevöittänyt Onkimanjärvi, ovat reheviä. Karuissa ja keskiravinteisissa humusjärvissä päällysvesikerroksessa fosforipitoisuus on 10–30 mg/m³ ja typpipitoisuus 500–1000 mg/m³. Hapettomassa alusvedessä ravinnepitoisuudet voivat olla huomattavasti korkeammat. Meromiktisten järvien pitkään sekoittumaton alusvesi sisältää yleensä runsaasti rautayhdisteitä. (Ruuhijärvi ym., n.d.)

Pohjavesijärvet ovat järvistä kirkasvetisimpiä. Niiden vesien väri on noin 10 mg Pt/l ja pH noin 6, eli ne ovat lievästi happamia. Vesi on myös hyvin puskuroitua eli niiden kyky torjua happamoitumista on hyvä. Suotojärvien vedet tulevat pääosin suoraan sadevesistä. Niiden valuma-alueet ovat tyypillisesti hyvin pieniä ja maaperältään hyvin läpäiseviä. Suotojärvet ovat tyypillisesti happamia, eli niiden pH on noin 5. Koska suotojärvien alkaliteetti on alhainen, ovat ne myös herkkiä happamoitumaan. Ravinnepitoisuudet ovat kirkasvetisissä järvissä humusjärviä alhaisempia, mutta paksu tuottava vesikerros ja runsas pohjakasvillisuus nostavat näiden järvien biologista tuottavuutta. Kirkasvetisten järvien vesi ei kerrostu niin jyrkästi kuin tummissa humusjärvissä, jolloin alusvedessäkin riittää happea. (Ruuhijärvi ym., n.d.) Pienet pohjavesijärvet eli lähdelammet ovat kesällä viileitä ja talvella lämpimämpiä kuin muut järvet, sillä niihin purkautuu ympäri vuoden noin viisiasteista pohjavettä (Määttänen, n.d.).

6.4 Muutokset Evon alueen vesissä

Vesien tummumista on havaittu Evon alueen järvissä jo usean vuosikymmenen ajan. (Arvola ym., 2010; Arzel ym., 2020) Viimeisimmissä tutkimuksissa selvitettiin 35 järven värin muutoksia vuosien 1990 ja 2019 välillä. Kaikkien tutkittujen järvien värissä havaittiin kasvua, vaikka värin kehityksessä onkin variaatiota eri järvien välillä. (Arzel ym., 2020; Blanchet, 2020) Voimakkainta tummuminen on ollut tummissa pintavalumajärvissä. (Arvola ym., 2010) Esimerkiksi tummavetisessä humuspitoisessa Majajärvessä veden väriarvon taso on noussut 26 vuoden aikana jopa kolminkertaiseksi, ollen 457 mg Pt/l vuonna 2017. Väriarvossa tapahtuu kuitenkin toisinaan myös laskua, mutta suunta on kuitenkin voimakkaasti ylöspäin. (Hämäläinen, 2020) Tummumista on humusjärvien lisäksi havaittavissa myös pohjavesijärvissä, vaikka värin muutos niissä onkin hieman lievempää. (Arvola ym., 2010)

Puolessa tutkituista 35 järvessä myös raudan pitoisuudet ovat nousseet, mikä kertoo humuksen ja raudan voimakkaasta ominaisuudesta muodostaa kompleksiyhdisteitä. Suurimmassa osassa järviä pH ei ole merkitsevästi noussut, vaikka happamat laskeumat ovat vähentyneet. Humusaineet voivat laskea vesistön pH-arvoa, sillä ne sisältävät happamia humushappoja. (Arvola ym., 2010; Palviainen & Finér, 2013, s. 30)

Evon alueen järvissä selkärangattomien määrän on havaittu vähentyneen tummumisen myötä (Arzel ym., 2020). Selkärangattomien vähentyminen vaikuttaa koko ekosysteemin toimintaan, sillä ne ovat muun muassa monien kala- ja lintulajien ravinnonlähde. Lisäksi järvien kasvillisuuden on havaittu vähentyneen, mikä myös vaikuttaa järvien muuhun lajistoon. (Suhonen ym., 2011; Pöysä ym., 2019) Evon alueella onkin havaittu muutoksia myös vesilintujen käytöksessä, lajikirjossa ja populaatioiden koossa (Suhonen ym., 2011).

7 Aineisto ja menetelmät

Työtä varten hankittiin runsaasti aineistoa useasta eri lähteestä. Tarvittavia aineistoja tutkittavilta alueilta ja sen lähistöltä vuosien 1990 ja 2019 väliltä hankittiin Evon metsäoppilaitoksen työntekijöiltä, paikkatietopalveluista sekä aiheesta aiemmin tutkimusta tehneiltä. Aineiston keruun jälkeen sitä ryhdyttiin työstämään ja analysoimaan. Aluksi määritettiin kahden tutkittavan järven, Alisen Mustajärven ja Syrjänalusen valuma-alueet.

Tämän jälkeen selvitettiin valuma-alueiden metsätalouden toimenpiteet vuosina 1990–2019. Metsätalouden toimenpiteiden mahdollista vaikutusta järvien väriarvoon tarkasteltiin aluksi korrelaatiokertoimien ja sirontakuvioiden avulla. Lopuksi yhteyttä tutkittiin regressioanalyysin avulla.

7.1 Tausta ja tavoitteet

Työn tavoitteena oli selvittää Alisen Mustajärven ja Syrjänelusen valuma-alueilla tapahtuneet metsätalouden toimenpiteet vuosien 1990 ja 2019 välillä, sekä tutkia toimenpiteiden mahdollista yhteyttä järvien tummumiseen. Evon alueella on aiemmin tehty vastaavanlainen selvitys opinnäytetyönä Majajärven valuma-alueella Noora Hämäläisen (2020) toimesta. Hämäläisen tuottamaa tarkkaa tietoa Majajärven valuma-alueen metsätalouden toimenpiteistä käytettiin myös Clarisse Blanchetin (2020) tutkimuksessa, jossa selvitettiin muun muassa metsätalouden vaikutuksia vesien tummumiseen.

Blanchet havaitsi avohakkuiden voimistavan veden tummumista, kun tarkasteltiin laajempaa aluetta Evolla. Kuitenkin yksittäisen valuma-alueen, Majajärven, tarkemmassa tarkastelussa havaittiin, etteivät metsätalouden toimenpiteet ole vaikuttaneet Majajärven veden väriin. (Hämäläinen, 2020; Blanchet, 2020) Blanchetin (2020) mukaan majajärvien aiheuttamat tulvat häiritsevät metsätalouden vaikutusten havaitsemista Majajärven valuma-alueella. Lisäksi Majajärven valuma-alueella yläjuoksulla sijaitsevat järvet saattavat toimia puskureina humuskuormitukselle. Tulokset osoittavat, että valuma-alueiden erilaiset ominaisuudet vaikuttavat suuresti vesien tummumiseen ja sen taustalla vaikuttavien tekijöiden tunnistamiseen. Majajärveä koskevia tuloksia ei voi yleistää koskemaan muita järviä ja niiden valuma-alueita. (Hämäläinen, 2020; Blanchet, 2020)

Tämän vuoksi tutkimuksia haluttiin jatkaa ja ottaa tarkasteluun useampia järviä valuma-alueineen Evon alueelta. Vaikka DOM (Dissolved Organic Matter) kulkeutuu järviin pääosin pintavalumina (Erlandsson ym., 2008), on humusjärvien lisäksi myös kirkasvetisillä järvillä havaittu tummumista (Arvola ym., 2010). Tässä työssä päätettiin ottaa tarkasteluun kaksi kirkasvetisempää järveä.

7.2 Valuma-alueiden määrittely

Valuma-alueiden määrittely aloitettiin tarkastelemalla järvien ympäristöä maastossa. Maastosta etsittiin kaikki ojat, tarkastettiin ojien virtaussuunnat ja niiden umpeen kasvaneisuus sekä etsittiin mahdolliset ojarummut. Valuma-alueen määrittelyä varten ladattiin Maanmittauslaitoksen aineistojen latauspalvelusta Korkeusmalli 2m -rasteritaso. Maanmittauslaitokselta ladattiin myös peruskartta- ja yleiskarttarasterit taustakartoiksi.

Valuma-alueiden tarkempi laskenta suoritettiin QGIS- ja ArcGIS Pro -ohjelmien avulla. Aluksi maastotarkastelujen perusteella Maanmittauslaitoksen korkeusmalleihin tehtiin tarvittavia korjauksia. Korkeusmallit käsiteltiin ArcGIS Pro -ohjelmasta löytyvien työkalujen avulla. Korkeusmalleihin lisättiin kaikki ojarummut. Lisäksi korkeusmalleihin kaiverrettiin oja tarpeen mukaan niin, että myöhemmässä vaiheessa laskettavien virtausmallien ulosvirtaukset järvistä saatiin vastaamaan todellisuutta maastossa.

Ojarumpujen ja ojien kaivertaminen korkeusmalleihin aloitettiin luomalla uusi viivavektoritaso. Rummut ja tarvittavat ojat piirrettiin tasolle ja tason attribuuttitauluun tallennettiin rumpujen ja ojien korkeudet omiin kenttiinsä. Tämän jälkeen vektoritaso muutettiin rasteritasoksi Feature to Raster -työkalun avulla. Luotavan rasteritason laajuudeksi määritettiin laskennoissa käytettävän korkeusmallin laajuus.

Is Null -työkalun avulla yllä luodun rasteritason NoData-pikselit muutettiin numeroarvoiksi. Syntyvässä uudessa rasteritasossa rumpu- ja ojapikselit saivat arvon 0 ja muut arvot eli nolla-arvot saivat arvon 1. Seuraavaksi syntynyt rasteritaso kiinnitettiin korkeusmallin pikseleihin ja lisäksi rumpujen ja ojien kohdalla olevat korkeusmallin pikselien arvot vaihdettiin rumpujen ja ojien korkeusarvoiksi Con-työkalun avulla. Työkaluun luettiin edellä (Is Null -työvaiheessa) syntynyt rasteritaso ja määritettiin, että mikäli tason pikselin arvo on 1, uuden tason pikseli saa arvonsa korkeusmallista. Muussa tapauksessa, eli rumpujen ja ojien kohdalla, uuden tason pikseli saa arvonsa rumpujen ja ojien korkeuksista alussa luodusta rasteritasosta, johon korkeudet tallennettiin. Tätä korjattua korkeusmallia käytettiin seuraavissa työvaiheissa ojaston ja valuma-alueen määrittelyssä.

Valuma-alueen määrittelyssä käytettiin QGIS-ohjelman SAGA Terrain Analysis Channels ja SAGA Terrain Analysis Hydrology -työkalupakkeja. Korjattua korkeusmallista tasoitettiin

yksittäiset pienet pikselit, jotka saattaisivat aiheuttaa virheitä virtausmalliin. Tämä tehtiin Fill Sinks -työkalun avulla. Tämän jälkeen korkeusmallista laskettiin virtausverkko Strahler Order -työkalulla. Työkalu tuottaa virtausjärjestyksen, jossa virtausta ilmentävät pikselit saavat arvon sen mukaan, missä kohtaa virtausverkkoa ne sijaitsevat. Ylävirran virtaukset saavat arvon 1 ja virtojen yhdistyessä alavirtaa kohden ne saavat suurempia arvoja. Taso luokiteltiin saamaan arvoja yhdestä kymmeneen.

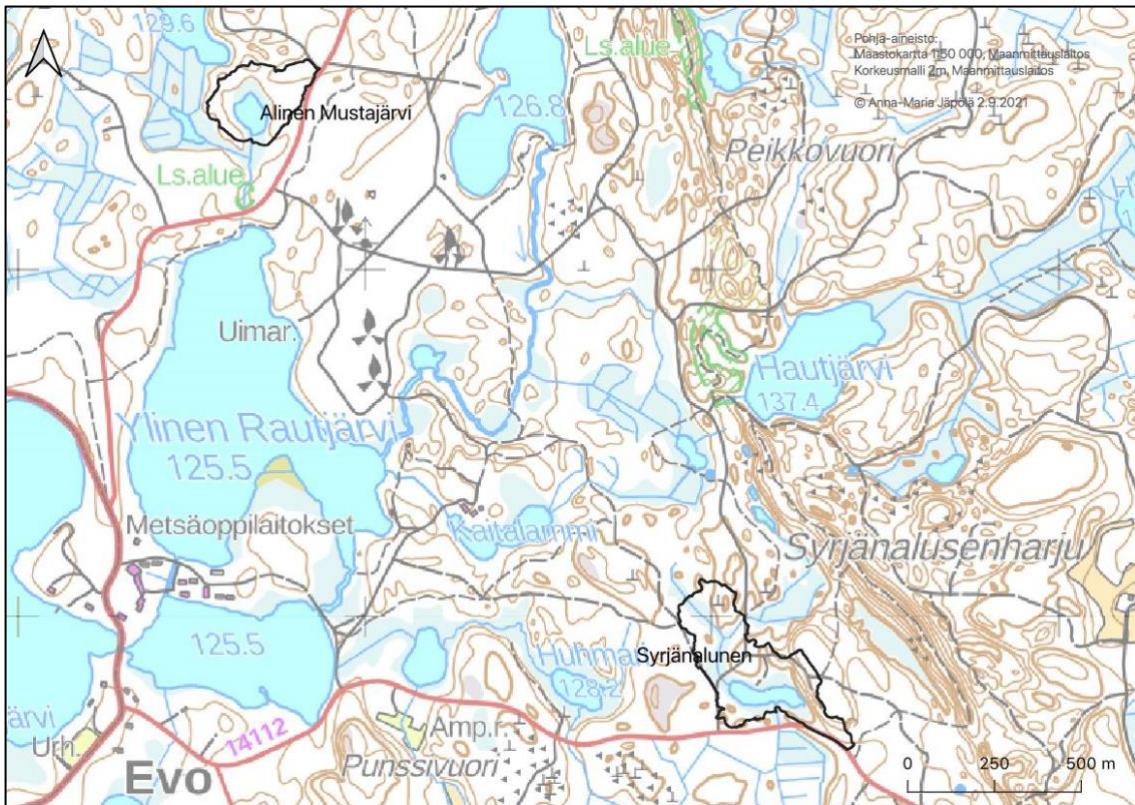
Virtausverkkorasterista tuotettiin uusi rasteritaso, joka kuvastaisi parhaiten olemassa olevaa ojastoa. Tämä tehtiin Raster Calculator -työkalun avulla valitsemalla virtausverkkorasterista sopivan kokoiset virtaukset. Tässä tapauksessa valittiin virtaukset, jotka saavat arvon 5 tai enemmän.

Channel Network and Drainage Basins -työkalulla tuotettiin virtaussuuntarasteri. Rasteri luokiteltiin 8 luokkaan ilmansuuntien mukaan. Työkalulla voi tuottaa lisäksi ojastorasterin, kuten yllä ja näille valuma-alueet. Tutkimuksen kohteena oleville kahdelle järvelle valuma-alueet laskettiin Upslope Area -työkalun avulla. Työkalu hyödyntää korjattua korkeusmallia ja vesistöille määritettyjä purkupisteen koordinaatteja. QGIS-ohjelmassa koordinaatit voitiin määrittellä Coordinate Capture -työkalulla.

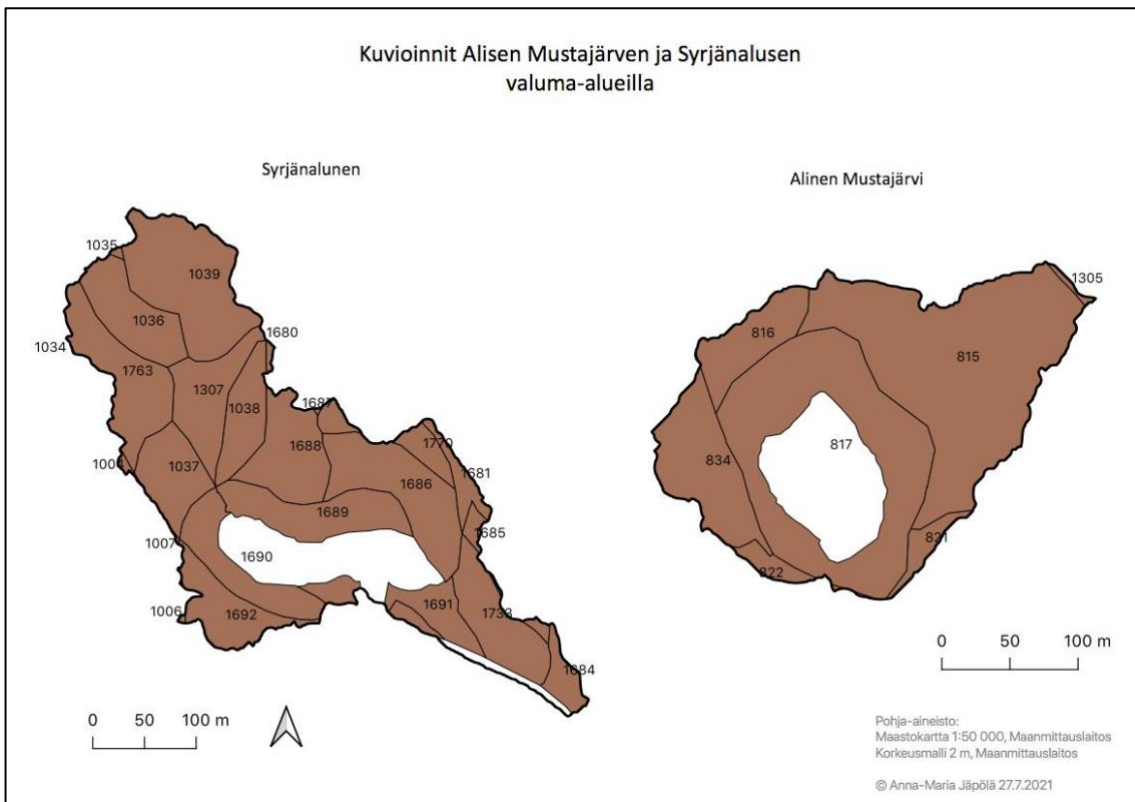
7.3 Tutkittavat alueet

Tutkittavat järvet Syrjänalunen ja Alinen Mustajärvi ja niiden valuma-alueet sijaitsevat Evon opetusmetsän alueella Hämeenlinnassa, Etelä-Suomessa (kuva 2, s. 30). Kuvassa 3 on metsäkuviot valuma-alueilla.

Kuva 2. Alisen Mustajärven ja Syrjänelusen valuma-alueiden sijainti Evolla.



Kuva 3. Alisen Mustajärven ja Syrjänelusen valuma-alueiden metsäkuviot.



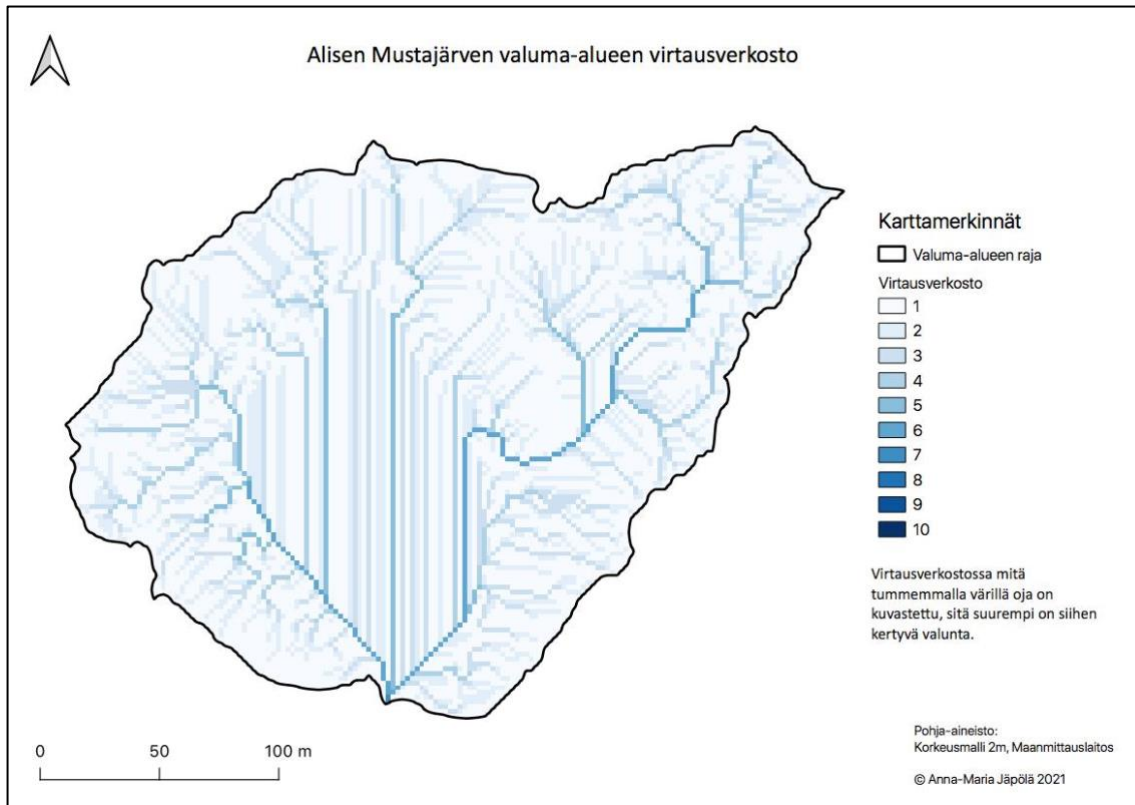
7.3.1 Valuma-alueiden hydrologia

Järvien valuma-alueiden hydrologiaa tarkasteltiin maalaji- ja kallioperäkoostumuksen avulla, ja tutkimalla alueiden kasvillisuutta sekä sadantaa ja lämpötilan muutoksia. Maalaji- ja kallioperävektoritasot ladattiin Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ylläpitämästä Hakku-latauspalvelusta. Alueiden kasvillisuutta selvitettiin Evon opetusmetsän kuviotietojen avulla. Lähimmät vuosittaiset sadannan mittaustiedot olivat saatavilla Lammin säähavaintoasemalta, n. 20 kilometrin päästä kohteista. Ilmatieteen laitokselta tutkittavia alueita lähimmät sadanta- ja lämpötilatiedot olivat saatavilla Hämeenlinnasta, n. 40 kilometrin päästä. Hämeenlinnan sadannasta ja lämpötilasta tarkasteltiin vuosittaisten tietojen lisäksi eri vuodenaikojen keskimääräisiä vaihteluita. Lammin ja Hämeenlinnan keskimääräinen vuosittainen sadanta olivat suurimmaksi osaksi samalla tasolla, joten myös Hämeenlinnan vuodenaikaisvaihtelut voivat vastata hyvin tutkittavien alueiden tilannetta.

Alinen Mustajärvi saa vetensä pääosin pohjavedestä (Arvola ym., 2010; Blanchet, 2020), mutta lievästi rusehtavan värinsä johdosta oletettavasti myös pintavaluntana.

Pohjavesijärvelle tyypillisesti pintavalumia kertyy hyvin pieneltä alueelta. Valuma-alueen virtausverkosto on esitetty kuvassa 4, s. 32. Alisen Mustajärven valuma-alueella ei ole yläjuoksun järviä tai lampia, jotka vaikuttaisivat orgaanisten aineiden kulkeutumiseen Aliseen Mustajärveen. Myöskään majavien aiheuttamia tulvia ei ole alueella havaittu (Blanchet, 2020). Valuma-alueella ei ole suuria korkeuseroja.

Kuva 4. Alisen Mustajärven valuma-alueen virtausverkosto.

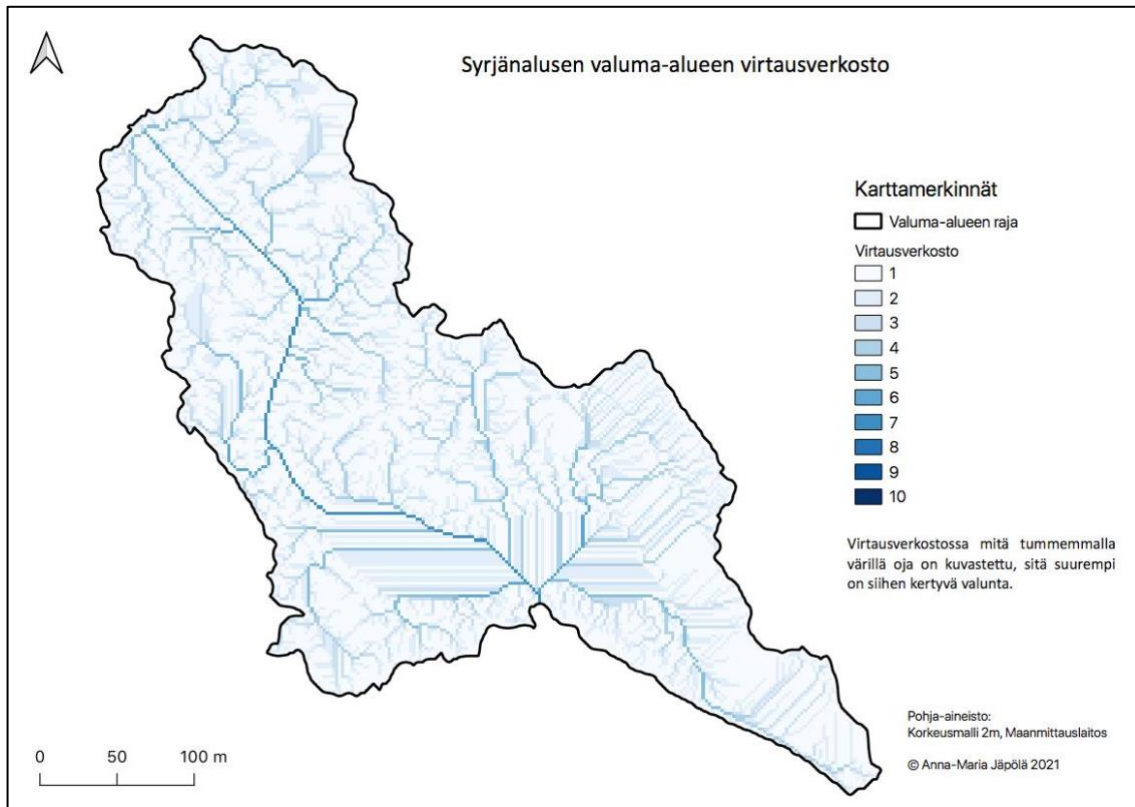


Alisen Mustajärven laskuoja virtaa kohti etelää Rahtijärventien ali Yliseen Rautjärveen. Alisen Mustajärven valuma-alue on pinta-alaltaan 5 hehtaaria, josta vesistöä on 0,72 ha ja maapinta-alaa on n. 4,3 hehtaaria. Alisen Mustajärven valuma-alueesta kangasmaata on 2,8 ha (65 %) ja turvemaata 1,5 ha (35 %). Kangasmaiden pintakerros on podsolimaata. Maalajina kangasmailla on opetusmetsän kuviotietojen perusteella karkeaa moreenia. GTK:n aineiston mukaan maalajeina valuma-alueella on hiekkaa (HkM), karkeaa hietaa (Ht) ja rahkaturvetta (St). Kallioperä on porfyyristä granodioriittia. Valuma-alueella kasvupaikkatyypinä vallitsee kuivahko kangas ja vastaava suo, jonka osuus valuma-alueesta on 84 %. Tuoreen kankaan ja vastaavan suon kasvupaikkatyyppejä valuma-alueesta on 16 %. Pääpuulajina valuma-alueella on mänty, jota on yhteensä 3,7 ha (86 %). Kuusta pääpuulajina on 0,5 ha (12 %) ja lehtipuuta 0,1 ha (2 %).

Syrjänalunen on kirkas pohjavesijärvi, jonka pohjassa on useampia lähteitä. Se voidaankin luokitella tarkemmin lähdejärveksi. (Arvola ym., 2010) Myös Syrjänaluseen kertyvät pintavalumat tulevat pieneltä alueelta. Kuvassa 5, s.33 on esitetty Syrjänalusen virtausverkosto. Valuma-alueella ei ole yläjuoksun järviä tai lampia. Alueella ei ole myöskään

havaittu majavan aiheuttamia tulvia (Blanchet, 2020). Valuma-alueella on suurehkoja korkeuseroja.

Kuva 5. Syrjänelusen valuma-alueen virtausverkosto.



Syrjänelusen valuma-alue on kooltaan n. 9,8 ha, josta vesistöä on 0,97 ha maapinta-alaa on n. 8,8 ha. Syrjänelusen laskuoja kulkee kohti etelää Viitailantien ali. Syrjänelusen länsipuolella olevat turvema-alueet on ojitettu todennäköisesti 70-luvulla. Näiden alueiden kokoomaoja kulkee Saukonojantien ali Syrjäneluseen. Oja sekä tien alla sijaitseva rumpu ovat melko umpeen kasvaneet. Ojarumpu otettiin kuitenkin huomioon valuma-aluetta määrittäessä, sillä ei voida tarkkaan määrittää miten pitkään oja on ollut ummessa.

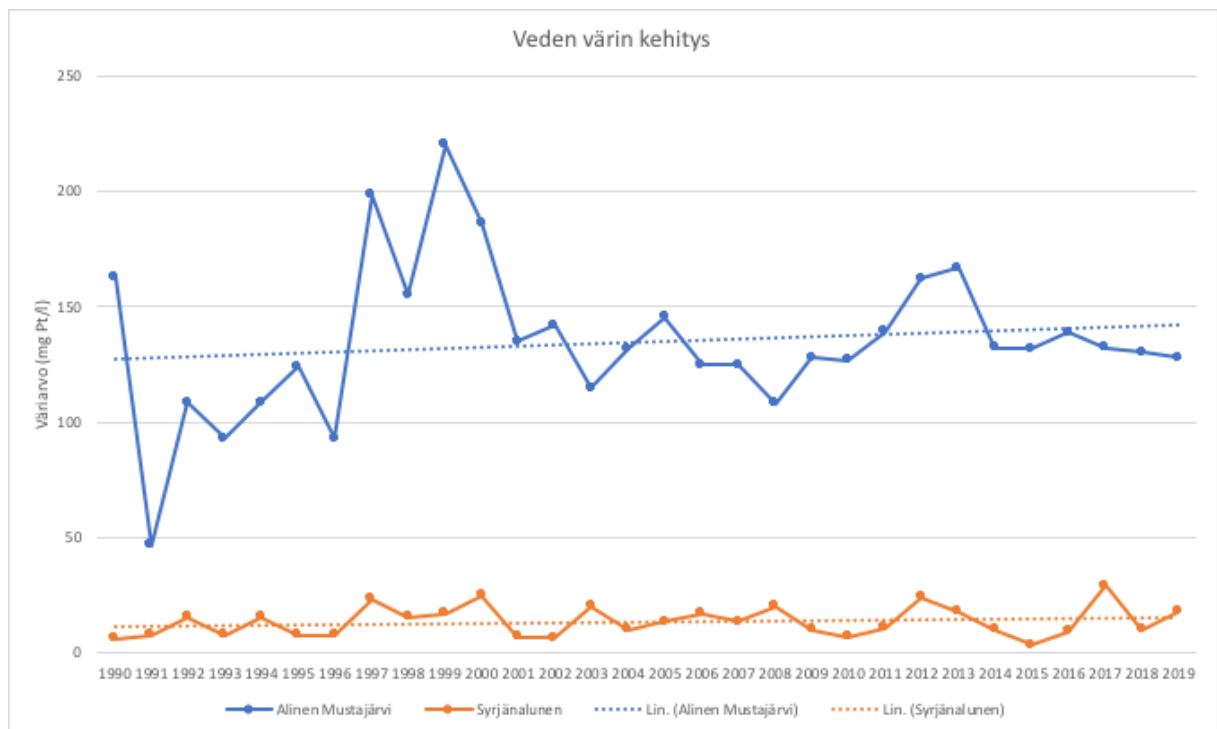
Kangasmaata on valuma-alueella 5,7 ha (65 %) ja turvemaata 3,1 ha (35 %). Kangasmaiden pintakerros on podsolimaita. Pintamaalajina kangasmailla on opetusmetsän kuviotietojen perusteella karkeaa moreenia. GTK:n aineiston mukaan maalajeina valuma-alueella olisi hiekkaa (HkM), saraturvetta (Ct), soraa (SrM) ja kalliomaata (Ka). Valuma-alueen kallioperä on valtaosaksi suonigneissiiä ja pieneltä osalta porfyyristä granodioriittia. Valuma-alueella kasvupaikkatyyppinä vallitsee kuivahko kangas ja vastaava suo, jonka osuus on 82 % valuma-

alueesta. Kuivaa kangasta tai vastaavaa suota alueesta on 7 % ja tuoreen kankaan maita tai vastaavaa suota 9 %. Pääpuulajina alueella on mänty, jota on 6,9 hehtaarin alueella (78 %). Kuusta on pääpuulajina 1,9 hehtaarin alueella (22 %).

7.3.2 Veden värin kehitys

Syrjänalusen ja Alisen Mustajärven väriä on analysoitu vuodesta 1990 lähtien Lammin biologisen laitoksen (Helsingin yliopisto) toimesta. Evon alueen vesien väriarvot on analysoitu aina syyskuun viimeisellä viikolla tai lokakuun alussa. (Arvola ym., 2010; Arzel ym., 2020) Alisen Mustajärven ja Syrjänalusen vesien väriarvot vuosilta 1990–2019 (ks. kuva 6) luovutti Clarisse Blanchet, joka työsti maisterintutkintoaan Lammin biologisella laitoksella. Hän tutki metsätalouden yhteyttä Evon alueen järvien tummumiseen ja tummumisen vaikutuksia vesiselkärangattomien lajikehitykseen.

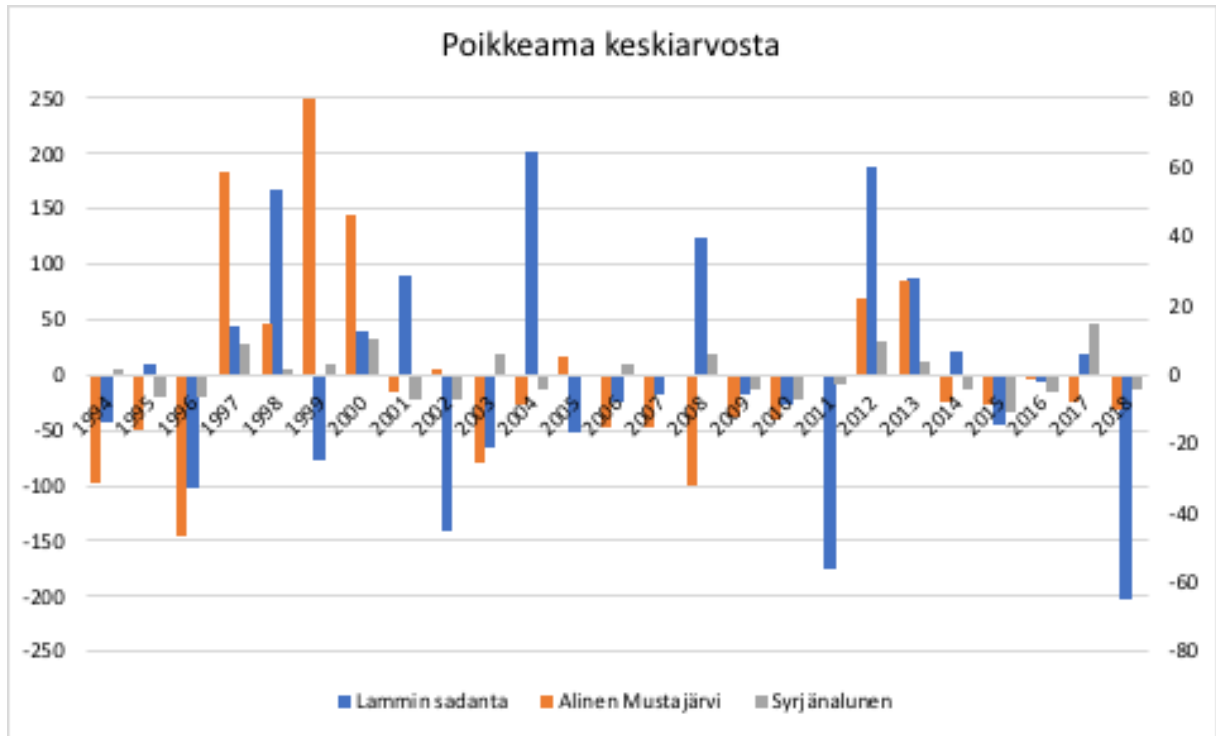
Kuva 6. Alisen Mustajärven ja Syrjänalusen vesien värin kehitys vuosina 1990–2019.



Alisen Mustajärven veden väriarvo on vuosien 1990-2018 välillä ollut keskimäärin 135 mg Pt/l ja vaihteluväli 46,5–220,1 mg Pt/l. Syrjänalusen vesi on kirkkaampaa, ja sen väriarvo on ollut samalla ajanjaksolla keskimäärin 14 mg Pt/l ja vaihteluväli 3,4–29,1 mg Pt/l. Vuotuisesta vaihtelusta huolimatta väriarvojen kehityksestä pitkällä aikavälillä on huomattavissa, että

molempien järvien väriarvot ovat olleet noususuunnassa. Kuvan 7 avulla voidaan tarkastella Lammin vuotuisen sadannan ja järvien väriarvon poikkeamia vuosien 1994–2018 keskiarvosta.

Kuva 7. Lammin sadannan ja järvien väriarvon poikkeamat vuosien 1994–2018 keskiarvosta.



Silmämääräisesti kuvaa tarkastellessa voidaan huomata, että useana vuonna vuotuisen sadannan kasvaessa, myös väriarvoissa on tapahtunut kasvua. Kuivempina vuosina väriarvot ovat laskeneet. Joukkoon mahtuu kuitenkin myös poikkeuksia. Sadannan ja väriarvon yhteyttä tutkittiin tarkemmin korrelaation avulla.

Alisella Mustajärvellä myös pH-arvo on laskenut vuosien saatossa. Syrjäalusella pH-arvossa ei ollut tapahtunut merkittävää muutosta. Raudan pitoisuuksissa ei myöskään ollut tapahtunut merkittävää muutosta kummassakaan järvessä. (Arvola ym., 2010)

7.4 Metsätaloustoiminta

Valuma-alueiden metsätaloustoimintaa selvitettiin Evon opetusmetsän vanhoista toimenpidekartoista ja toimenpidehistoriakirjoista, sekä haastattelemalla Hämeen ammattikorkeakoulun metsätalouden koulutuksen työntekijöitä. Toimenpidekarttoihin on

kirjattu kaikki Evon opetusmetsissä tehdyt metsänhoitotyöt, puunhankinnan tapahtumat sekä perusparannukset vuosien 1970–2015 välillä. Kulotusalat ja niiden ajankohdat löytyivät vektoritasona opetushenkilökunnan arkistoista.

Lisäksi valuma-alueiden maankäytön ja metsätalouden toimenpiteiden tarkastelua varten hankittiin Maanmittauslaitokselta ortoilmakuvat vuosilta 1995, 1998, 1999, 2003, 2006, 2008, 2009, 2012, 2013, 2017, 2018 ja 2019.

7.5 Vesien väriarvon ja muuttujien välinen korrelaatio

Eri muuttujien ja vesien väriarvon yhteyttä ja sen voimakkuutta tarkasteltiin Pearsonin ja Spearmanin korrelaatiokertoimien avulla. Ennen korrelaatiokertoimien laskentaa muuttujien välistä korrelaatiota havainnollistettiin muuttujien arvoista muodostetuilla sirontakuviolla eli korrelaatiogrammeilla ja niiden regressiosuorilla. Sirontakuviosta voitiin tarkastella, onko muuttujien suhde lineaarinen. Regressiosuorien avulla tarkasteltiin korrelaation voimakkuutta. Pearsonin korrelaatiokerrointa sovellettiin aineistoon, kun tutkittavat muuttujat olivat vähintään välimatka-asteikollisia ja normaalisti jakautuneita. Aineistoon, jonka muuttujat eivät täyttäneet normaalijakautuneisuuden ja jatkuvuuden kriteerejä, sovellettiin Spearmanin korrelaatiokerrointa.

Pearsonin korrelaatiokerroin (r) saadaan jakamalla tutkittavien muuttujien kovarianssi molempien muuttujien keskihajontojen tulolla (ks. Kaava 1). Kovarianssi tarkoittaa kahden jatkuvan muuttujan vaihtelua keskiarvoista samanaikaisesti. Kovarianssi on riippuvainen muuttujien mitta-asteikoista, jonka vuoksi muuttujien yhteisvaihtelun voimakkuuden arvioimiseksi se tulee standardoida saamaan arvoja välillä -1 ja 1. Standardointi tehdään laskemalla Pearsonin korrelaatiokerroin. (Kestilä-Kekkonen, n.d.)

Kaava 1

$$r = \frac{cov(x, y)}{s_x s_y}, \text{ missä}$$

$cov(x, y) = \text{muuttujien } x \text{ ja } y \text{ kovarianssi,}$

$s_x =$ muuttujan x keskihajonta ja

$s_y =$ muuttujan y keskihajonta.

Korrelaatiokerroin saa positiivisia arvoja molempien muuttujien kasvaessa ja negatiivisia arvoja muuttujien arvojen muuttuessa päinvastaisiin suuntiin. Mikäli korrelaatiokerroin saa arvon nolla, muuttujien välillä ei ole yhteyttä. Arvon etäisyys nolasta kuvaa korrelaation voimakkuutta. Mitä lähempänä 1 tai -1 korrelaatiokertoimen arvo on, sitä voimakkaampaa on muuttujien välinen yhteys. Korrelaatiota tarkastellessa tulee ottaa huomioon, ettei se kuvaa syy-seuraussuhdetta eli kausaliteettia. Tuloksiin saattaa vaikuttaa muitakin tekijöitä. (Kestilä-Kekkonen, n.d.)

Järjestysasteikollisten muuttujien korrelaation tutkimiseen soveltuva epäparametrinen Spearmanin korrelaatiokerroin mittaa, kuinka samanlainen havaintojen järjestys on kahdella eri muuttujalla. Muuttujien havaintoarvot asetetaan suuruusjärjestykseen, jonka jälkeen tarkastellaan kuinka paljon muuttujien järjestysluvut poikkeavat toisistaan. Spearmanin korrelaatiokerroin (ρ) lasketaan seuraavasti:

Kaava 2

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^N (R(x_i) - R(y_i))^2}{N(N^2 - 1)}, \text{ missä}$$

$R(x_i) =$ havainnon (x_i) järjestysnumero,

$R(y_i) =$ havainnon (y_i) järjestysnumero ja

$N =$ havaintojen lukumäärä.

Aivan kuten Pearsonin korrelaatiokerroin, myös Spearmanin korrelaatiokerroin on positiivinen silloin, kun muuttujien välillä on samansuuntainen yhteys ja negatiivinen, kun yhteys on erisuuntainen. Mikäli muuttujien välillä ei ole yhteyttä, korrelaatiokerroin saa arvon nolla. (Kestilä-Kekkonen, n.d.)

Korrelaatiokertoimelle laskettiin myös selitysaste (R^2), joka kertoo kuinka suuren osan selittävä muuttuja (x) selittää selitettävän muuttujan (y) varianssista. Selitysaste lasketaan korottamalla korrelaatiokerroin toiseen potenssiin. Korrelaatiokertoimien tilastollista merkitsevyyttä, eli niiden soveltuvuutta koskea koko populaatiota, tarkasteltiin p-arvon avulla. P-arvon laskenta perustuu testimuuttujan arvoon, joka saadaan Kaava 3 avulla.

Kaava 3

$$t = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}}$$

P-arvo kertoo todennäköisyyden saada Studentin t-jakaumasta testimuuttujan suuruinen tai vielä kauempana nolasta oleva arvo. Mikäli otoksen havaitut korrelaatiokertoimet haluttaisiin yleistää koskemaan koko populaatiota, tulisi p-arvon olla alle 0,05. Tällöin on alle viiden prosentin riski, ettei otoksessa havaittua korrelaatiota havaita koko populaatiossa. Yleisesti käytettyjä merkitsevyytstasoja p-arvoille ovat tilastollisesti melkein merkitsevä ($p < 0,05$), tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,01$) ja tilastollisesti erittäin merkitsevä ($p < 0,001$). P-arvon laskentaan käytettiin Excelin t-jakauman laskentakaavaa. (Kestilä-Kekkonen, n.d.; Taanila, 2019; Holopainen & Pulkkinen, 1999, s. 91)

7.6 Regressioanalyysi

Regressioanalyysin avulla tarkasteltiin yhden tai useamman selittävän muuttujan yhteyttä selitettävään muuttujaan eli vesien väriarvoon. Regressioanalyysissä usean muuttujan välisiä riippuvuussuhteita mallinnetaan yhtä aikaa. Tällöin tulokset kertovat, mikä on yksittäisen selittävän muuttujan vaikutus selitettävään muuttujaan, kun muiden muuttujien vaikutus on vakioitu. Regressioanalyysin avulla tutkitaan pääasiassa lineaarisia eli suoraviivaisia yhteyksiä, jolloin tuloksena saadaan kaavan 4 mukainen regressioyhtälö. Regressioanalyysin edellytyksenä on, että selitettävä muuttuja on vähintään välimatka-asteikollinen. (Kaakinen & Ellonen, n.d.)

Kaava 4

$$Y = a + b_1X_1 + b_2X_2, \text{missä}$$

$$Y = \textit{selitettävä muuttuja}$$

$$a = \textit{vakiotekijä}$$

$$b_n = \textit{regressiokerroin ja}$$

$$X_n = \textit{selittävä muuttuja.}$$

Regressiomallia rakentaessa tulee lisäksi huomioida muuttujien mahdollinen multikollineaarisuus. Multikollineaarisuus kuvaa tilannetta, jossa selittävät muuttujat korreloivat keskenään niin voimakkaasti, että se aiheuttaa ongelmia malliin. Ongelmia ilmenee, jos mallissa olevat muut muuttujat selittävät tietyn selitettävän muuttujan vaihtelun lähes täysin ja muuttujan regressiokertoimen keskivirheet kasvavat vääristyneen suuriksi. Multikollineaarisuuden tarkasteluun käytettiin VIF-kerrointa (VIF, Variance Inflation Factor). Yleisesti käytetyn säännön mukaan ongelmia esiintyy, jos VIF-kertoimen arvo on 10 tai enemmän. (Kaakinen & Ellonen, n.d.)

Regressioanalyysin yhteydessä kaikki selittävät muuttujat testataan ovatko ne yhteydessä selitettävään muuttujaan, eli eroavatko niiden regressiokertoimet merkittävästi nolosta. Testin tuloksena saadaan p-arvo, joka kertoo virheellisen päätelmän todennäköisyyden. Mikäli p-arvo on 0,05, on virheen todennäköisyys tällöin 5 %. Yleisesti käytetyn 95 %:n luottamustason mukaan arvoa 0,05 pienemmät p-arvot ovat tilastollisesti melkein merkitseviä. (Kestilä-Kekkonen, n.d.)

Mallin selitysvastetta kuvaa R^2 -luku. Luku kertoo kuinka suuren prosenttiosuuden selitettävän muuttujan vaihtelusta selittävät muuttujat pystyvät selittämään. R^2 -luku saadaan laskemalla selitettävän muuttujan arvojen ja mallin tuottamien ennustearvojen korrelaation neliö. Kun halutaan verrata kahden regressioanalyysin tuloksia keskenään, käytetään korjattua R^2 -lukua. Korjattu R^2 -luku ottaa huomioon mallin sisältämien muuttujien lukumäärän. Lisättäessä malliin muuttujia, selitysvaste nousee, vaikka muuttujat

eivät todellisuudessa pysty lisäämään selityskykyä. Tämän vuoksi malleja verrattaessa ja hakiessa parasta sellaista, on hyvä käyttää korjattua selitystasetta. (Kaakinen & Ellonen, n.d.)

Regressioanalyysin tuottamisessa käytettiin JMP Pro 15 -ohjelmaa. Ohjelman avulla pyrittiin luomaan malli, joka parhaiten selittäisi veden väriarvoa. Aluksi malliin valittiin kaikki muuttujat. Tämän jälkeen tarkasteltiin muuttujien VIF-arvoja ja poistettiin sellaiset muuttujat, jotka saattaisivat häiritä mallin rakentamista ja tulkintaa. Tässä työssä VIF-arvon 10 tai enemmän saavat muuttujat rajattiin pois mallista. Seuraavaksi mallista poistettiin asteittain suurimpia p-arvoja saaneet muuttujat, kunnes löydettiin muuttujat, jotka nostivat mallin selitystasetta parhaiten ja joiden p-arvot olivat alle 0,05. Tällaista asteittain tapahtuvaa menetelmää voidaan kutsua askeltavaksi regressioanalyysiksi. (Kaakinen & Ellonen, n.d.)

8 Tulokset

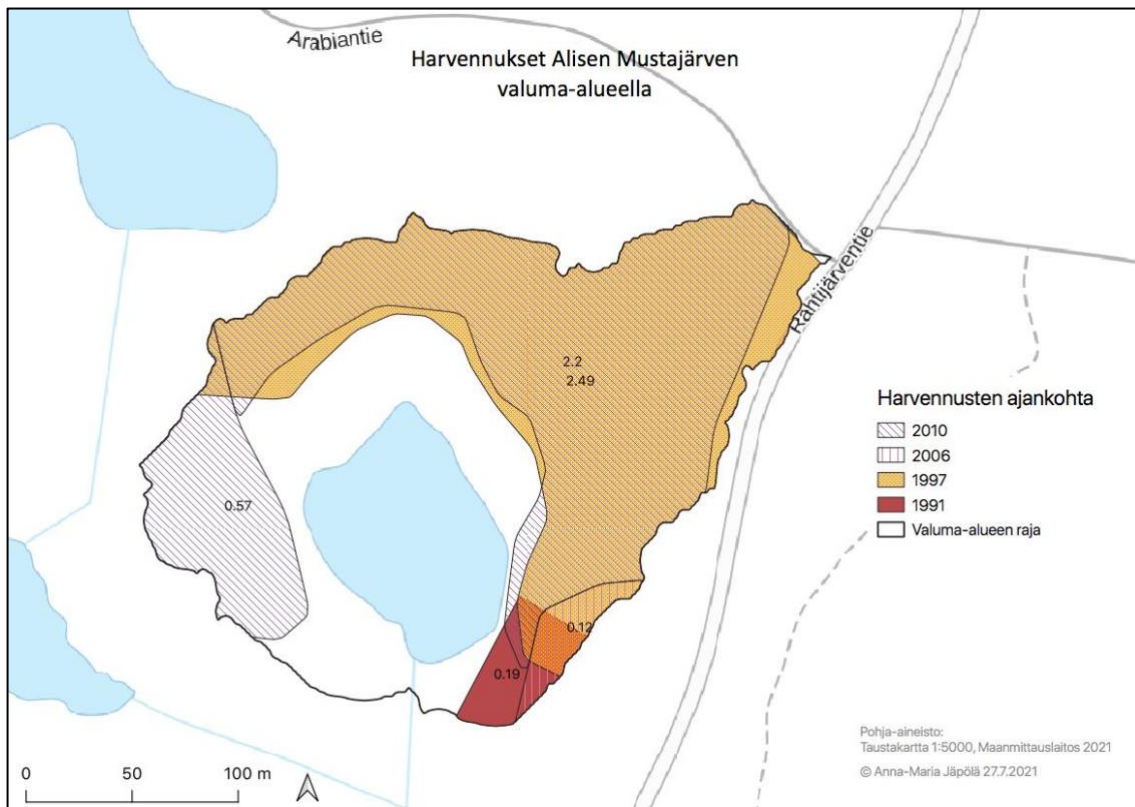
8.1 Metsätaloustoiminta valuma-alueilla

Alisen Mustajärven valuma-alueella ei ole tehty uudistushakkuita vuosien 1990 ja 2019 välillä. Täten alueella ei ole tehty myöskään maanmuokkauksia. Tästä syystä näiden toimenpiteiden vaikutusta väriarvoon ei voitu tutkia Alisella Mustajärvellä. Syrjäanalusen valuma-alueella uudistushakkuita oli kahdella kuviolla yhteensä noin hehtaarin verran. Uudistushakkuun jälkeen alue kulotettiin. Kulotushavaintoja oli kahtena vuonna, yhteensä 1,2 hehtaaria. Uudistushakkuiden ja kulotushavaintojen vähäisen määrän vuoksi myöskään niiden vaikutusta väriarvoon ei voitu tarkastella. Metsätalouden vaikutusta vesien väriarvoon voitiin tutkia ainoastaan harvennushakkuiden osalta. Harvennushakkuita on tarkasteluvälillä suoritettu osittain samoilla kuvioilla.

8.1.1 Alinen Mustajärvi

Alisen Mustajärven valuma-alueella harvennettua alaa on yhteensä 5,6 hehtaaria, ks. kuva 8, s. 41. Harvennushakkuita on metsätyypiltään kuivahkon kankaan alueella yhteensä 4,7 hehtaaria. Metsätyypiltään tuoreen kankaan hakkuita on n. 0,9 hehtaaria.

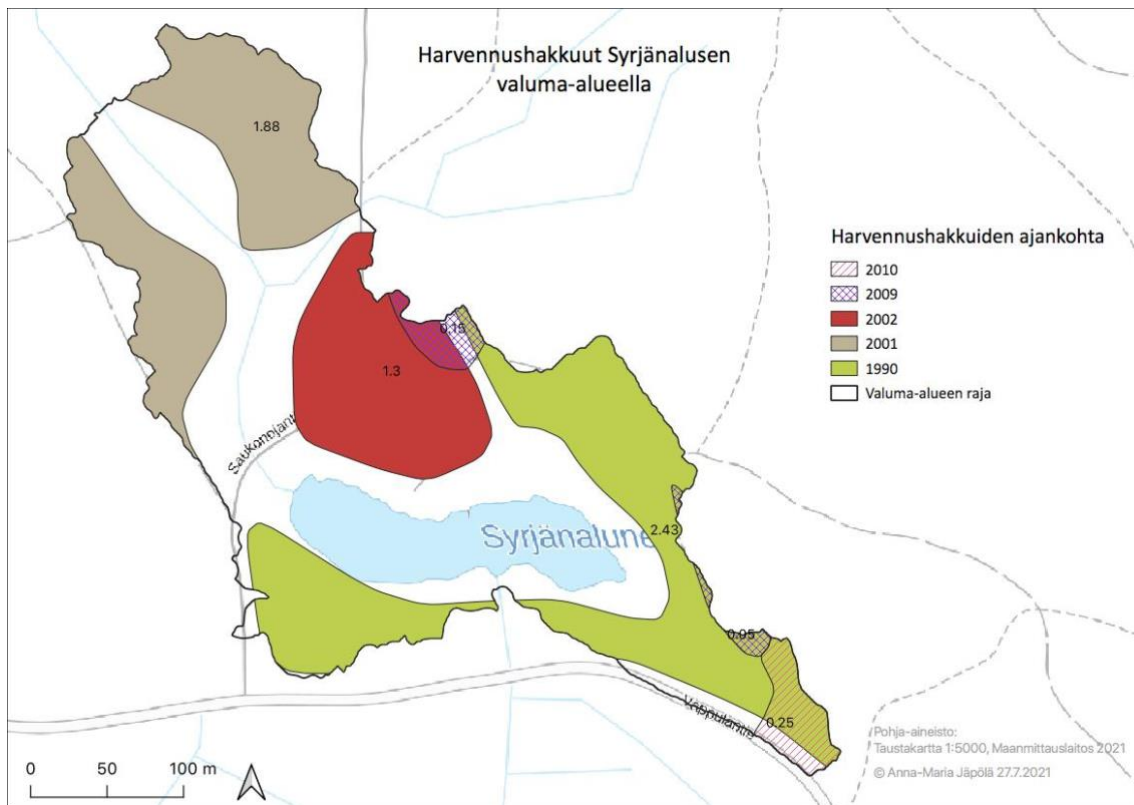
Kuva 8. Toimenpidekuviot Alisen Mustajärven valuma-alueella vuosien 1990-2019 aikana.



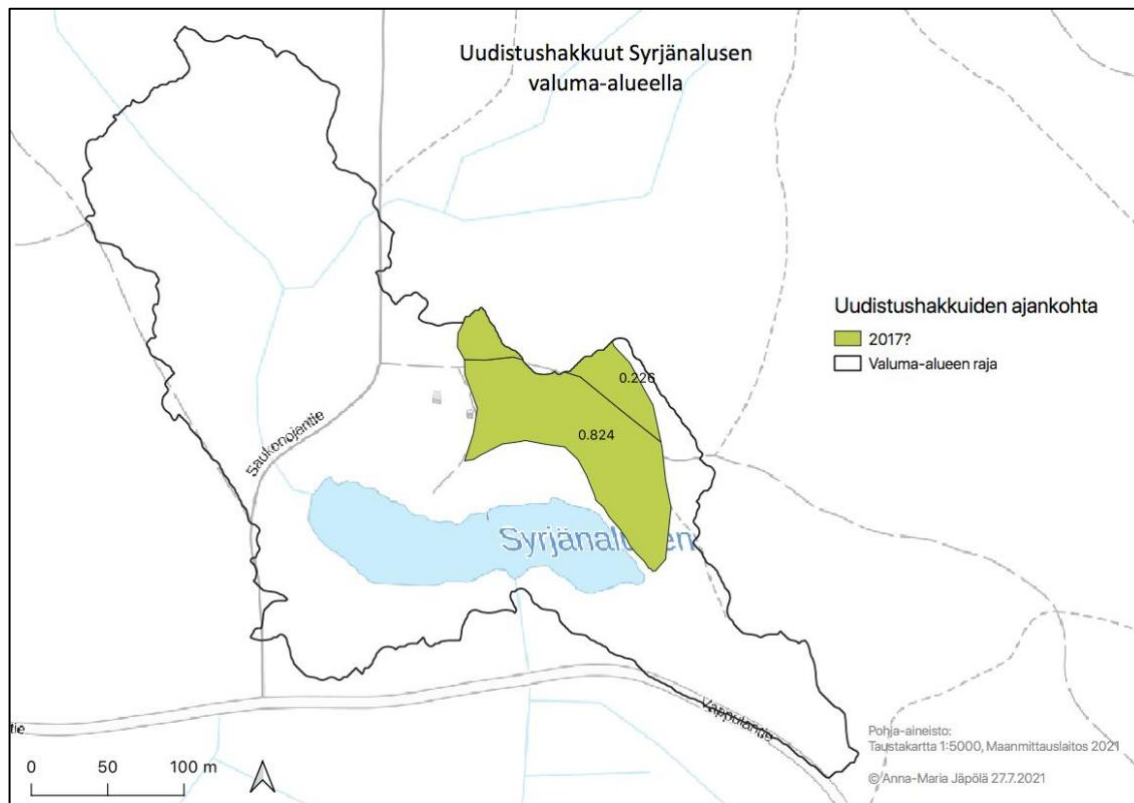
8.1.2 Syrjänalunen

Syrjänalusen valuma-alueella harvennettua alaa on yhteensä 6,1 hehtaaria, ks. kuva 9, s. 42. Osa kuvioista on harvennettu tarkastelujaksolla kahteen kertaan. Harvennushakkuita on metsätyypiltään kuivahkon kankaan alueella yhteensä 5,3 hehtaaria ja tuoreen kankaan metsätyypin alueella 0,8 hehtaaria. Uudistettua alaa on yhteensä hehtaarin verran, ks. kuva 10, s. 42. Uudistushakkuualalla metsätyypinä on kuivahko kangas. Uudistushakkuut on suoritettu ilmakuvien perusteella ennen alueen kulotusta vuonna 2017. Hakkuun yhteydessä on jätetty säästöpuita. Kulotettua alaa valuma-alueella on yhteensä 1,2 hehtaaria, ks. kuva 11, s. 43.

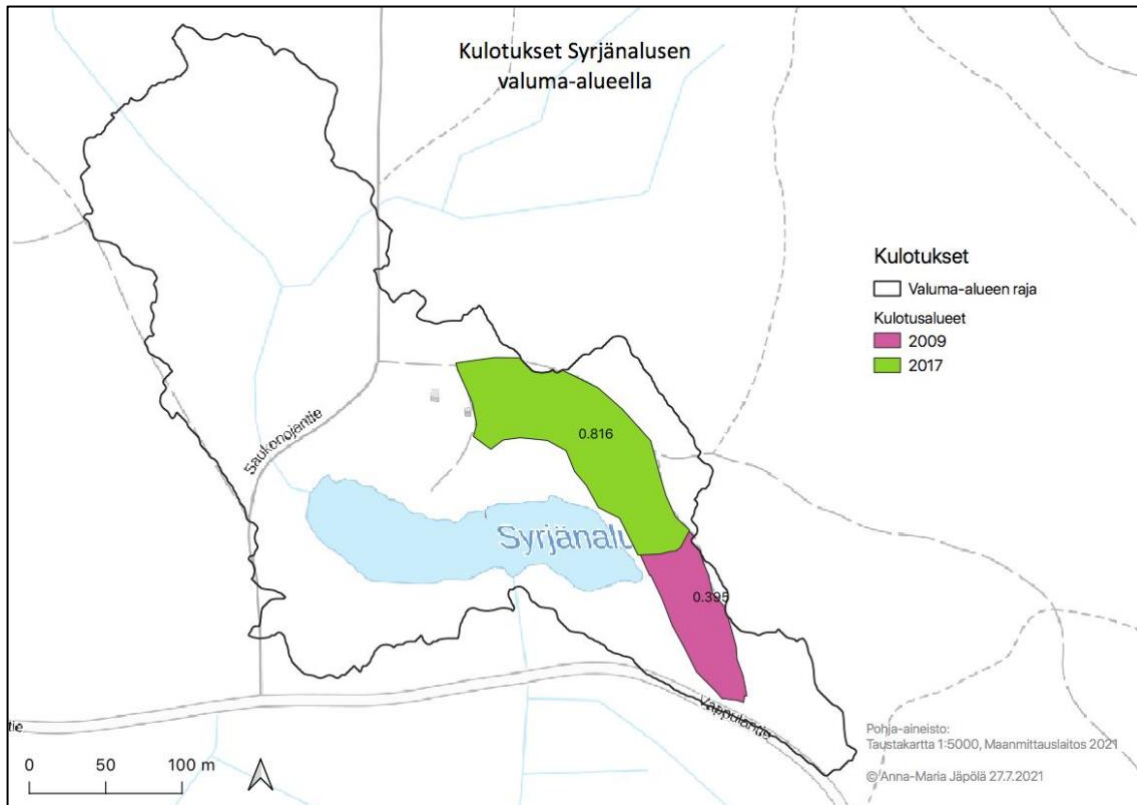
Kuva 9. Harvennetut kuviot Syrjänalusen valuma-alueella vuosien 1990–2019 aikana.



Kuva 10. Uudistushakkuut Syrjänalusen valuma-alueella vuosina 1990–2019.



Kuva 11. Kulotukset Syrjänalusen valuma-alueella vuosina 1990–2019.



8.2 Korrelaatiokuvaajat

Harvennushakkuihin luettiin ensiharvennukset, harvennushakkuut ja ylispuuhakkuut. Harvennushakkuiden vaikutusta väriarvon kehitykseen tutkittiin korrelaation avulla. Laskelmissa tarkasteltiin myös harvennusten viiveen mahdollista vaikutusta vielä kolme vuotta toimenpiteen jälkeen. Uudistushakkuiden vähäisen määrän vuoksi niiden vaikutusta väriarvoon ei tutkittu erikseen, vaan tehtiin silmämääräistä tarkastelua. Alisella Mustajärvellä ja Syrjänalusella ei ole raportoitu majavien aiheuttamia tulvia vuodesta 1990 eteenpäin, joten niiden ei oleteta vääristävän tuloksia (Blanchet, 2020).

8.2.1 Alinen Mustajärvi

Alisen Mustajärven valuma-alueella harvennushakkuut näyttävät voimistavan veden värin tummumista. Väriarvo ja toimenpideala korreloivat positiivisesti keskenään, eli toimenpidealan kasvaessa myös väriarvo kasvaa. Vaikutus näkyy viiveellä. Voimakkainta

korrelaatio oli kahden vuoden kuluttua toimenpiteestä. Korrelaatiokerroin oli merkitsevä ($p < 0,01$), mutta selitysaste jäi melko alhaiseksi, ollen 24,4 %.

Harvennusvuosina vuosittaisessa sadannassa ei ole ollut suurta poikkeavuutta. Vuosittainen keskilämpötila ei myöskään ole ollut korkealla. Syksyn aikainen sadanta on ollut hakkuuvuotena ja/tai seuraavina kahtena vuotena keskiarvoa runsaampaa. Talven aikainen sadanta on ollut runsasta kaksi vuotta harvennukselta. Kolmena hakkuuvuotena neljästä kesänaikainen lämpötila on ollut keskiarvoa korkeampi.

8.2.2 Syrjänalunen

Syrjänalusen valuma-alueella harvennushakkuut korreloivat negatiivisesti väriarvon kanssa samana vuonna, vuoden ja kolmen vuoden kuluttua toimenpiteestä. Hakkuuvuonna korrelaatiokerroin oli melkein merkitsevä ($p < 0,05$). Tämä tarkoittaa, että harvennukset voisivat jopa hillitä veden tummumista. Selitysaste oli kuitenkin melko matala, ollen vain 13,9 %. Muina vuosina korrelaatiokertoimet eivät olleet merkitseviä.

Syrjänalusella vuodenaikaisen sadannan määrä on vaihdellut harvennushakkuuajankohtina ja niitä seuraavina vuosina. Vuotuinen sademäärä on ollut keskiarvoa vähäisempää neljänä harvennushakkuuvuotena viidestä. Tämä on saattanut vaikuttaa siihen, että harvennusvuosina veden väri ei ole tummunut. Koska Syrjänalunen on lähdejärvi, siihen pulppuaa pohjasta jatkuvasti puhdasta vettä. Kuivempina kausina pintavalunnan ollessa vähäisempää, veden väri saattaa siis kirkastua.

Uudistushakkuut on suoritettu vuoden 2017 aikana. Tarkastelemalla veden värin kehitystä, voidaan huomata, että vuonna 2017 veden väriarvo on noussut hetkellisesti. Myös kulotus on suoritettu vuonna 2017 samalla alueella. Vuotuinen, kesän- ja syksyainainen sadanta olivat vuonna 2017 pitkän aikavälin keskiarvoa runsaampia, mikä on mahdollisesti johtanut kiintoaineen ja humuksen lisääntyneeseen huuhtoutumiseen kulotusalueelta ja siten voimistanut veden väriä. Vuoden 2009 kulotuksen aikaan ja kaksi vuotta sen jälkeen väriarvossa ei ole tapahtunut nousua. Sadanta on näinä vuosina ollut keskiarvoa vähäisempää.

8.2.3 Sääolosuhteiden vaikutus veden väriin

Keskimääräinen vuosittainen sadanta korreloi järvivesien värin kanssa positiivisesti. Tämä tarkoittaa, että veden väri voimistuu huuhtoumien runsastuttua kasvaneen sadannan myötä. Syrjänelusen kohdalla korrelaatio oli voimakkaampaa ja korrelaatiokertoimet olivat melkein merkitseviä ($p < 0,05$). Alisen Mustajärven kohdalla korrelaatiokertoimet eivät olleet merkitseviä. Myös vuosittaisen keskilämpötilan nousu vaikuttaisi voimistavan järvivesien tummuutta. Korrelaatiokerroin ei kuitenkaan ollut merkitsevä kummankaan järven kohdalla.

Tarkastellessa eri vuodenaikojen sadannan vaihteluiden vaikutusta järvien väriarvoon, huomattiin, että tutkittavien järvien kohdalla tulokset poikkesivat osin toisistaan. Syrjänelusella syksyn aikainen sadannan kasvu näyttäisi voimistavan veden tummuutta. Korrelaatiokerroin oli merkitsevä ($p < 0,01$). Myös kesän aikainen sadanta korreloi lievästi positiivisesti, mutta se ei ollut merkitsevää. Alisella Mustajärvellä sekä kesän että talven sadanta korreloivat veden värin kanssa positiivisesti. Talven sadannan korrelaatiokerroin oli melkein merkitsevä, mutta kesän sadannan korrelaatiokerroin ei ollut merkitsevä. Muina vuodenaikoina korrelaatio väriarvojen kanssa oli negatiivista tai korrelaatiota ei ollut ja kertoimet eivät olleet merkitseviä.

Myös vuodenaikaisten lämpötilavaihteluiden vaikutuksessa vesien väriarvoon oli poikkeavuuksia. Alisella Mustajärvellä syksyn ja kesän lämpötilat korreloivat lievästi positiivisesti väriarvon kanssa, kun taas Syrjänelusella vain syksyn lämpötila korreloi väriarvon kanssa positiivisesti. Talven lämpötilan ja järvien väriarvojen välillä ei ollut korrelaatiota. Korrelaatiokertoimet eivät kuitenkaan olleet merkitseviä minään vuodenaikana. Myös selitysasteet jäivät hyvin alhaisiksi. Tämän perusteella voidaan siis sanoa, ettei lämpötilan ja väriarvon välillä ole korrelaatiota.

Tulokset sääolosuhteiden vaikutuksista ovat vain suuntaa antavia, sillä sadannan ja lämpötilan mittaukset eivät ole kyseisillä kohteilla, vaan lähistöllä Hämeenlinnassa tehtyjä mittauksia. Erityisesti sadannassa voi olla suuriakin paikallisia vaihteluita.

8.3 Regressiomalli

Regressioanalyysin avulla pystyttiin tutkimaan usean selittävän muuttujan vaikutusta veden väriarvoon yhtäaikaisesti. Tuloksena saatiin parhaiten veden väriä kuvaavat muuttujat ja mallien regressioyhtälöt.

8.3.1 Alinen Mustajärvi

Regressiomalli rakennettiin askeltaen. Mallista poistettiin aluksi vuosittaiset keskimääräiset sadannan määrät ja lämpötilat, sillä ne korreloivat vahvasti vuodenaikaisten arvojen kanssa. Tämän jälkeen mallista poistettiin yksitellen suurimpia p-arvoja saaneet muuttujat, kunnes jäljelle jäi p-arvon $< 0,05$ saavat ja parhaiten veden väriä selittävät muuttujat. Parhaiten veden väriä kuvaa alla näkyvän regressioyhtälön mukainen malli. Mallin korjattu R^2 -luku oli 0,28. Tämä tarkoittaa, että mallin muuttujat pystyvät selittämään 28 % veden värin vaihtelusta. Tätä voidaan pitää kohtalaisen matalana selitysasteena.

$$Y = 126,9 + 23,11X_1 + 18,31X_2, \text{ missä}$$

$$Y = \textit{Alisen Mustajärven veden väriarvo},$$

$$X_1 = \textit{harvennushakkuut kahden vuoden päästä ja}$$

$$X_2 = \textit{harvennushakkuut kolmen vuoden päästä}.$$

Mallin muuttujat saivat VIF-arvon 1 (ks. taulukko 1, s. 47), joten multikollinearisuuden vaikutus on mallissa hyvin vähäistä. Mallin mukaan muuttujista merkitsevimmän veden väriin vaikuttavaa hakkuut kahden vuoden viiveellä. Muuttujan regressiokertoimen arvo on 23,11. Harvennusalan ollessa tällä valuma-alueella suurimmillaan n. 3 hehtaaria, vaikuttaa se väriarvoon nostavasti noin 69 yksikköä. Tämä on suuri muutos Alisen Mustajärven väriarvossa. Regressiokertoimen arvo on tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,01$, ks. taulukko 1), eli on alle 1 % todennäköisyys, että tulos on sattumaa. Hakkuut kolmen vuoden viiveellä saivat myös korkean selitysasteen ja tulos on melkein merkitsevää ($p < 0,05$). Molempien muuttujien regressiokertoimet ovat positiivisia, joten hakkuualan kasvaessa veden väri voimistuu.

Taulukko 1. Alisen Mustajärven regressiomallin muuttujien p- ja VIF-arvot.

<i>Selittävä muuttuja</i>	<i>p-arvo</i>	<i>VIF-arvo</i>
hakkuu kahden vuoden päästä	0,0064	1
hakkuu kolmen vuoden päästä	0,0269	1

8.3.2 Syrjäanalunen

Syrjäanalusen regressiomallista poistettiin aluksi vuosittainen keskimääräinen sadanta ja lämpötila, sillä ne korreloivat voimakkaasti vuodenaikaisten sadannan ja lämpötilan kanssa. Seuraavaksi mallista poistettiin kulotukset, sillä ne korreloivat voimakkaasti uudistushakkuiden kanssa. Uudistetuilla kuvioilla seuraava toimenpide oli yleensä kulutus. Tämän jälkeen mallista poistettiin suurimpia p-arvoja saavia muuttujia yksitellen. Parhaimman selitysasteen ja pienimmät p-arvot ($p < 0,05$) sai alla näkyvän yhtälön mukainen malli. Mallin korjattu selitysaste oli 0,42. Muuttujat pystyvät siis selittämään 42 % veden väriarvon vaihtelusta. Tätä voidaan pitää melko hyvänä selitysasteena.

$$Y = 8,44 - 3,42X_1 - 0,09X_2 + 0,09X_3, \text{ missä}$$

$$Y = \text{Syrjäanalusen veden väriarvo},$$

$$X_1 = \text{harvennushakkuut samana vuonna},$$

$$X_2 = \text{kevään keskimääräinen sadanta ja}$$

$$X_3 = \text{syksyn keskimääräinen sadanta}.$$

Mallin muuttujat saivat VIF-arvoja välillä 1,06–1,27 (ks. taulukko 2, s. 48).

Multikollineaarisuus ei siis vaikuta malliin. Syksyn sadannan regressiokerroin oli tilastollisesti erittäin merkitsevä ($p < 0,001$), eli on hyvin epätodennäköistä, että tulos on sattumaa.

Regressiokerroin on positiivinen eli syksyn sadannan kasvaessa veden väri voimistuu. Kerroin on arvoltaan 0,09, mikä tarkoittaa, että sadannan ollessa 100 mm, kasvattaa se väriarvoa 9 mg Pt/l. Tämä on suuri muutos ottaen huomioon Syrjäanalusen matalan väriarvon ja vaihteluvälin. Kevään sadanta vaikuttaa väriarvoon yhtä paljon, mutta päinvastaisesti.

Kertoimen arvo on negatiivinen, eli sadannan kasvaessa veden väri kirkastuu. Kevään sadannan regressiokerroin on melkein merkitsevä ($p < 0,05$). Myös saman vuoden aikaiset harvennushakkuut vaikuttavat tummumiseen hillitsevästi. Harvennushakkuiden pinta-ala on tällä valuma-alueella usein alle kahden hehtaarin, jolloin vaikutus väriarvoon jää pienemmäksi kuin sadannan vaikutus. Tulos on melkein merkitsevää ($p < 0,05$).

Taulukko 2. Syrjänelusen regressiomallin muuttujien p- ja VIF-arvot.

<i>Selittävä muuttuja</i>	<i>p-arvo</i>	<i>VIF-arvo</i>
syksyn keskimääräinen sadanta	0,0003	1,06
kevään keskimääräinen sadanta	0,0322	1,27
hakkuut samana vuonna	0,0432	1,22

9 Johtopäätökset

Harvennushakkuiden myötä metsikön vesitase muuttuu haihdunnan vähentyessä, jolloin vedenpinnan taso maaperässä nousee. Harvennetuilla alueilla maanpinta saattaa paljastua esimerkiksi ajourilla. Nämä tekijät edesauttavat humuksen ja raudan huuhtoutumista pintavesiin. Hakkuiden vaikutukset ovat riippuvaisia sadannan määrästä. Erityisesti syksyn aikaiset runsaammat sadekertymät kasvattavat kuormitusta hakkuualueilta. Kuivempina kausina harvennushakkuiden vaikutus tummumiseen voi jäädä vähäisemmäksi. Hakkuiden vaikutukset voivat näkyä viiveellä vielä muutaman vuoden kuluttua toimenpiteistä. Valuma-alueiden hydrologiset ominaisuudet vaikuttavat suuresti humuskuormitukseen ja siten vesistöjen tummumiseen. Eri valuma-alueilla metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset vesistöön voivat siten poiketa toisistaan.

Alisella Mustajärvellä harvennushakkuut näyttävät voimistaneen veden väriä. Vaikutus ilmenee viiveellä kahden ja kolmen vuoden kuluttua hakkuista, jolloin syksyn ja talven aikainen sadanta on ollut runsasta. Hakkuiden kyky selittää väriarvon vaihtelua jää kuitenkin melko alhaiseksi. Syrjänelusen veden väriin merkitsevimminkin vaikuttavat harvennushakkuut hakkuuvuonna, jotka päinvastoin näyttävät hillitsevän veden värin tummumista. Syy tähän ei ole selvä, mutta on huomioitava, että hakkuuvuosina sadanta on ollut suurimmaksi osaksi keskimääräistä vähäisempää. Myös kevään sadannan kasvu näyttää hillitsevän veden

tummumista Syrjänelusella. Syksyn aikainen sadanta taas vaikuttaa voimistavan Syrjänelusen veden väriä.

10 Pohdinta

Syrjänelusella harvennushakkuiden väriä hillitsevän vaikutuksen taustalla saattaa vaikuttaa vähäisempi sadanta hakkuuvuotena ja sitä seuraavina vuosina. Kuivempina ajanjaksoina pintavalunnan ollessa vähäisempää Syrjänelusen vesi voi kirkastua, sillä sen pohjassa on useampia lähteitä, joista purkautuu jatkuvasti puhtaampaa vettä järveen. Toisaalta harvennushakkuiden aiheuttama pohjaveden tason nousu alavien paikkojen maaperässä puuston haihdunnan vähentyessä ja sen seurauksena pohjaveden lisääntynyt purkautuminen Syrjäneluseen voi johtaa värin kirkastumiseen, mikäli pintavalunta ja sen aiheuttama humuskuormitus on suhteessa pienempi.

Kevään sadannan väriä hillitsevään vaikutukseen voi johtaa pohjaveden tason nousu runsaan lumi- ja sadekertymän myötä, jolloin pohjavettä purkautuu enemmän Syrjäneluseen. Pintavalumajärviin tuleva humuskuormitus on runsainta keväällä lumien sulaessa ja syksyllä runsaiden sateiden myötä. Orgaanisten aineiden pitoisuus virtauksissa on kuitenkin keväällä pienempi kuin kasvukauden jälkeen syksyllä. (Palviainen & Finér, s. 14). Tämän vuoksi kevään sadannan vaikutus pohjavesijärvien veden väriin voi olla päinvastainen kuin pintavalumajärvillä.

Vesien ruskettuminen erityisesti hyvin kirkkaalla lähdejärvellä, kuten Syrjänelusella, on hidas ja monimutkainen ilmiö. On huomioitava, että pohjavesien valuma-alue on usein laajempi ja rajautuu eri tavalla kuin tässä työssä määritetyt pintavaluma-alueet. Pohjaveden taso ja virtaukset suhteessa pintavaluntaan ja sen aiheuttamaan kuormitukseen vaikuttavat pohjavesijärvien veden väriin, jolloin metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset saattavat olla vaikeammin havaittavissa. Alinen Mustajärvi on aiemmissa tutkimuksissa luokiteltu pohjavesijärveksi, vaikka sen väri onkin lievästi rusehtava. Alisen Mustajärven väriarvoa ja sen kehitystä tarkastellessa voi huomata, että pintavalumilla on siihen suurempi vaikutus kuin Syrjänelusella.

Lähteet

Andersson, J-O., Nyberg, L. (2007). Spatial variation of wetlands and flux of dissolved organic carbon in boreal headwater streams. *Hydrological Processes Vol. 22 (12)*, 1965–1975.

<https://doi.org/10.1002/hyp.6779>

Arvola, L., Räike, A., Kortelainen, P. & Järvinen, M. (2004). The effect of climate and landuse on TOC concentrations and loads in Finnish rivers. *Boreal Environment Research 9*, 381–387.

Arvola, L., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Tulonen, T., Vuorenmaa, J., Ruoho-Airola, T. & Tulonen, J. (2010). Long-term patterns in pH and colour in small acidic boreal lakes of varying hydrological and landscape settings. *Biogeochemistry 101*, 269–279.

<https://doi.org/10.1007/s10533-010-9473-y>

Arvola, L., Äijälä, C. & Leppäranta, M. (2016). CDOM concentrations of large Finnish lakes relative to their landscape properties. *Hydrobiologia 780*, 47–46.

<https://doi.org/10.1007/s10750-016-2906-4>

Arzel, C., Nummi, P., Arvola, L., Pöysä, H., Davranche, A., Rask, M., Olin, M., Holopainen, S., Viitala, R., Einola, E. & Manninen-Johanssen, S. (2020). Invertebrates are declining in boreal aquatic habitat: The effect of brownification? *Science of the Total Environment 724*.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138199>

Blanchet, C. (2020). *Assessment of the impact of forestry activities on water colour and identification of aquatic invertebrate communities of boreal lakes in the Evo area, Southern Finland*. [Internship report. Biodiversity, Ecology, Evolution (BEE). Speciality Wetlands Ecology and Eco-engineering. University of Angers].

Castrén, J., Poutanen, H. & Herttuainen, J. (2014). Päijänteen veden orgaanisen aineksen muutokset ja niiden vaikutus vedenkäsittelyyn. *Vesitalous 6*, 10–13. Talotekniikka-Julkaisut Oy.

Ekström, S. M., Kritzberg, E. S., Kleja, D. B., Larsson, N., Nilsson P. A., Graneli, W & Bergkvist, B. (2011). Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in

Soil – Water. *Environmental Science & Technology* 45, 4733–4739.

<https://doi.org/10.1021/es104126f>

Ekström, S. (2013). *Brownification of freshwaters – the role of dissolved organic matter and iron*. [Doctoral dissertation, Department of biology, Lund University].

<https://portal.research.lu.se/portal/files/5931226/4076359.pdf>

Ekström, S. M., Regnell, O., Reader, H. E., Nilsson, A., Löfgren, S. & Kritzberg, E. S. (2016). Increasing concentrations of iron in surface waters as a consequence of reducing conditions in the catchment area. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121, 479–493.

<https://doi.org/10.1002/2015JG003141>

Finér, L., Lepistö, A., Karlsson K., Räike, A., Tattari, S., Huttunen, M., Härkönen, L., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattson, T., Piirainen, S., Sarkkola, S., Sallantausta, T. & Ukonmaanaho, L. (2020). *Metsistä ja soilta tuleva vesistökuormitus 2020 – MetsäVesi-hankkeen loppuraportti*. [Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2020:6]. Valtioneuvoston kanslia.

<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-826-7>

Holopainen, M. & Pulkkinen, P. (1999). *Tilastolliset menetelmät*. WSOY.

Häkkinen, I. (2012). Opetusmetsä. Teoksessa T. Hokka, I. Häkkinen, M. Kolkka, P. Korhonen, H. Lindberg, A. Sipilä, R. Viitala & P. Vuori (toim.), *EVO 150 – metsän opetuksia* (ss. 103–105). Hämeen ammattikorkeakoulu.

Häkkinen, I., Lindberg, H. & Ruuhijärvi, J. (2005). Metsänkäytön vaiheita Evolla. Teoksessa I. Häkkinen, H. Lindberg ja J. Ruuhijärvi (toim.) *Evo – Etelä-Suomalaisen metsäluonnon suojelua ja tiedotusta -hanke 1.5.2002-30.9.2005 – Diasarjat*. Hämeen ammattikorkeakoulu. Haettu osoitteesta http://www3.hamk.fi/Evo-Life/oppimateriaali/oppimateriaali_index.htm

Hämeen ammattikorkeakoulu. (2020). *Metsähallitus ja HAMK sopivat opetusmetsistä*. Haettu 10.12.2020 osoitteesta <https://www.hamk.fi/2020/metsahallitus-ja-hamk-sopivat-opetusmetsista/>

Hämeen ammattikorkeakoulu. (2005). *Evo – eteläsuomalaisen metsäluonnon suojelua ja tiedotusta -hanke, 1.5.2002-30.9.2005*. http://www3.hamk.fi/Evo-Life/pdf_tiedostot/Evo_Life%20_fi.pdf

Hämäläinen, N. (2020). *Metsätalouden toimenpiteiden vaikutus veden tummumiseen Majajärvellä*. [Opinnäytetyö, Hämeen ammattikorkeakoulu].

Häyrynen, M. (25.3.2021). Vesi virratkoon hitaammin. *Metsälehti* 6, ss. 4–5.

Joensuu, S., Kauppila, M., Lindén, M. & Tenhola, T. (toim.) (2013). *Hyvän metsänhoidon suositukset – Vesien suojelu*. (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja). Metsäkustannus Oy.

Kaakinen, M. & Ellonen, N. (n.d.) Numerolukutaito. Teoksessa *Kvantitatiivisen tutkimuksen verkkokäsikirja*. Tampere: Yhteiskuntatieteellinen tietoaarkisto [ylläpitäjä ja tuottaja]. Haettu 7.10.2021 osoitteesta <https://www.fsd.tuni.fi/fi/palvelut/menetelmaopetus/kvanti/regressio/arviointi/>

Karvonen, M. (21.11.2014). *Evon tutkimusasema tyhjenee ja pitkä perinne päättyy*. YLE. Haettu 1.4.2021 osoitteesta <https://yle.fi/uutiset/3-7641804>

Kestilä-Kekkonen, E. (n.d.) Kovarianssi ja korrelaatio. Teoksessa *Kvantitatiivisen tutkimuksen verkkokäsikirja*. Tampere: Yhteiskuntatieteellinen tietoaarkisto [ylläpitäjä ja tuottaja]. Haettu 19.4.2021 osoitteesta <https://www.fsd.tuni.fi/fi/palvelut/menetelmaopetus/kvanti/korrelaatio/korrelaatio/>

Koivusalo, H. & Laurén, A. (2011). Metsät osana veden kiertoa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4, ss. 273–275. Haettu osoitteesta <https://www.metsatieteenaikakauskirja.fi/pdf/article6814.pdf>

Kritzberg, E. & Ekström, S. (2012). Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9, 1465–1478. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1465-2012>

Kritzberg, E. (2017). Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2, 105–112.

<https://doi.org/10.1002/lol2.10041>

Kritzberg, E., Hasselquist, E., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L-A. & Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio* 49, 375–390.

<https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>

Leppäranta, M., Virta, J. & Huttula, T. (2017). *Hydrologian perusteet*. Helsingin yliopisto, Fysiikan laitos. Haettu 1.10.2020 osoitteesta

<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/241220/Hydrologian%20perusteet.pdf?sequence=12&isAllowed=y>

Lindberg, H. & Kallonen, S. (2012). Kruunun liikamaasta NATURA 2000 -alueeksi. Teoksessa T. Hokka, I. Häkkinen, M., Kolkka, P. Korhonen, H. Lindberg, A. Sipilä, R. Viitala & P. Vuori (toim.), *EVO 150 – metsän opetuksia* (ss. 97–101). Hämeen ammattikorkeakoulu.

Luonnonvarakeskus. (2012). *MetINFO – Metsien terveys – Raskasmetalli- ja typpilaskeuma Suomessa – kartoitus sammalten pitoisuuksien perusteella 1985-2010 – Rauta (Fe)*. Haettu 26.3.2021 osoitteesta <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/kartta-rauta.htm>

Lydersen, E., Löfgren, S. & Arnesen, T. (2002). Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32(2&3), 73–295. <https://doi.org/10.1080/10643380290813453>

Meyer-Jacob, C., Michelutti N., Paterson A., Cumming, B., Keller, W. & Smol, J. (2019). The browning and re-browning of lakes: Divergent lake-water organic carbon trends linked to acid deposition and climate change. *Scientific Reports* 9:16676. Nature research.

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-52912-0>

Monteith D., Stoddard J., Evans C., De Wit, H., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B., Jeffries, D., Vuorenmaa, J., Keller, B., Ko-páček, J. & Vesely, J. (2007). Dissolved

organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450. 537–540. Nature Publishing Group. Julkaistu 22. marraskuuta 2007.

<https://doi.org/10.1038/nature06316>

Määttänen, K. (n.d.) *Evo – Life, Evon Natura 2000 alueen järvet – tietoa ja tehtäviä*. Hämeen ammattikorkeakoulu. Haettu 30.7.2020 osoitteesta http://www3.hamk.fi/Evo-Life/oppimateriaali/oppimateriaali_index.htm

Neubauer, E., Köhler, S. J., von der Kammer, F., Laudon, H. & Hofmann, T. (2013). Effect of pH and Stream Order on Iron and Arsenic Speciation in Boreal Catchments. *Environmental Science & Technology* 47, 7120–7128. <https://doi.org/10.1021/es401193j>

Nieminen, M., Koskinen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Kaila, A., Kiikkilä, O., Nieminen, T. M. & Ukonmaanaho L. (2015). Dissolved Organic Carbon Export from Harvested Peatland Forests with Differing Site Characteristics. *Water, Air & Soil Pollution* 226, Article number 181. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2444-0>

Nieminen, M., Sarkkola, S. & Laurén A. (2017) Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest Ecology and Management* 392, 13–20.

Nieminen, M. & Sallantausta, T. (2020) *Metsäojitettujen soiden vesistökuormitus*. Suoseura. <http://www.suoseura.fi/ojitettujen-soiden-jarkeva-kaytto/metsaojitettujen-soiden-vesistokuormitus/>

Oravainen, R. (1999). *Vesistötulosten tulkinta -opasvihkonen*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. <https://kvvy.fi/wp-content/uploads/2015/10/opasvihkonen.pdf>

Palviainen, M. & Finér, L. (2013). *Kunnostusojituksen vaikutus vesistöjen humuskuormitukseen*. TASO-hanke. Haettu osoitteesta <https://www.ymparisto.fi/fi-FI/TASOhanke/Julkaisut>

Penttinen, K. & Niinimäki, J. (2010) *Vesiensuojelun perusteet ja vesistöjen kunnostus*. Opetushallitus.

Pöysä, H., Holopainen, S., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P. & Sjöberg, K. (2019). Changes in species richness and composition of boreal waterbird communities: a comparison between two time periods 25 years apart. *Scientific Reports* 9, 1725.

<https://doi.org/10.1038/s41598-018-38167-1>

Ruuhijärvi, J., Heikkinen, P. & Luttinen, R. (n.d.) *Vedet*. Evon luonto-opas, Evo-Life. Hämeen ammattikorkeakoulu. Haettu 30.7.2020 osoitteesta http://www3.hamk.fi/Evo-Life/luonto_opas/luonto_opas_index.htm

Sarkkola, S., Nieminen, M., Koivusalo, H., Laurén, A., Kortelainen, P., Mattsson T., Palviainen, M., Piirainen, S., Starr, M. & Finér, L. (2013). Iron concentrations are increasing in surface waters from forested headwaters catchments in eastern Finland. *Science of Total Environment* 463-463, 683–689. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.072>

Sarkkola, S. & Nieminen M. (2014). Vesistöjen orgaanisen aineksen lisääntymisen syitä. *Vesitalous* 6, 5-9. Talotekniikka-Julkaisut Oy.

Seppänen, R., Tiihonen S., Wuolijoki, H., Kervinen, M., Smolander, J., Haavisto, A., Karkela, L & Varho, K. (n.d.) *MAOL-Taulukot*. Otava.

Suhonen, S., Nummi, P. & Pöysä, H. (2011). Long term stability of boreal lake habitats and use by breeding ducks. *Boreal Environment Research* 16, suppl. B, 71–80. Haettu 23.9.2021 osoitteesta <https://www.researchgate.net/publication/286757521>

Taanila, A. (2019). *Korrelaatio – lisätietoa*. Akin menetelmäblogi. Haettu 20.05.2021 osoitteesta <https://tilastoapu.wordpress.com/2013/02/01/korrelaatio-lisatietoa/>

Taipale, S.J., Vuorio, K., Strandberg, U., Kahilainen, K.K., Järvinen, M., Hiltunen, M., Peltomaa, E. & Kankaala, P. (2016) Lake eutrophication and brownification downgrade availability and transfer of essential fatty acids for human consumption. *Environmental International* 96, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.08.018>.

Urrutia-Cordero, P., Ekvall, M.K., Tarcovich, J., Soares, M., Wilken, S., Zhang, H. & Hansson, L-A. (2017). Phytoplankton diversity loss along a gradient of future warming and

brownification in freshwater mesocosms. *Freshwater Biology* 62, 1869–1878.

<https://doi.org/10.1111/fwb.13027>

Vehkaoja, M. (29.7.2019). *Kosteikot – vesiselkärangattomien valtakunta*. Ihmeellinen luonto -blogi. <https://ihmeellinenluonto.wordpress.com/tag/vesiselkarangaton/>

Viitala, R. (2012). Maanjako Evolla. Teoksessa T. Hokka, I. Häkkinen, M., Kolkka, P. Korhonen, H. Lindberg, A. Sipilä, R. Viitala & P. Vuori (toim.), *EVO 150 – metsän opetuksia* (ss. 85–95). Hämeen ammattikorkeakoulu.

Weyhenmayer, G. A., Prairie, Y. T. & Tranvik, L. J. (2014). Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum. *PLOS ONE* 9(2).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>

Ympäristöhallinto. (2014). *Evon alue*. Haettu 1.6.2021 osoitteesta

[https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/Evon_alue\(7166\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/Evon_alue(7166))

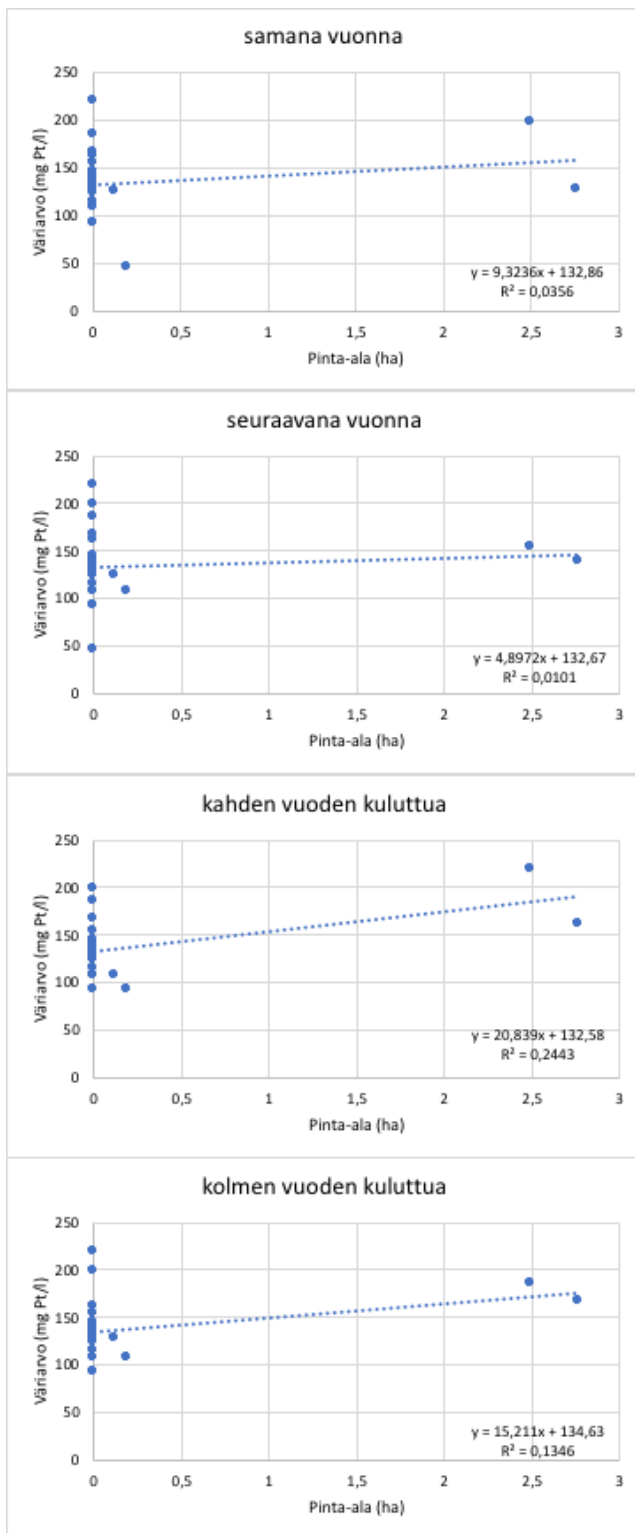
Ympäristöhallinto. (2019). *Rauta pohja- ja kaivovedessä*. Haettu 26.3.2021 osoitteesta

<https://www.ymparisto.fi/fi->

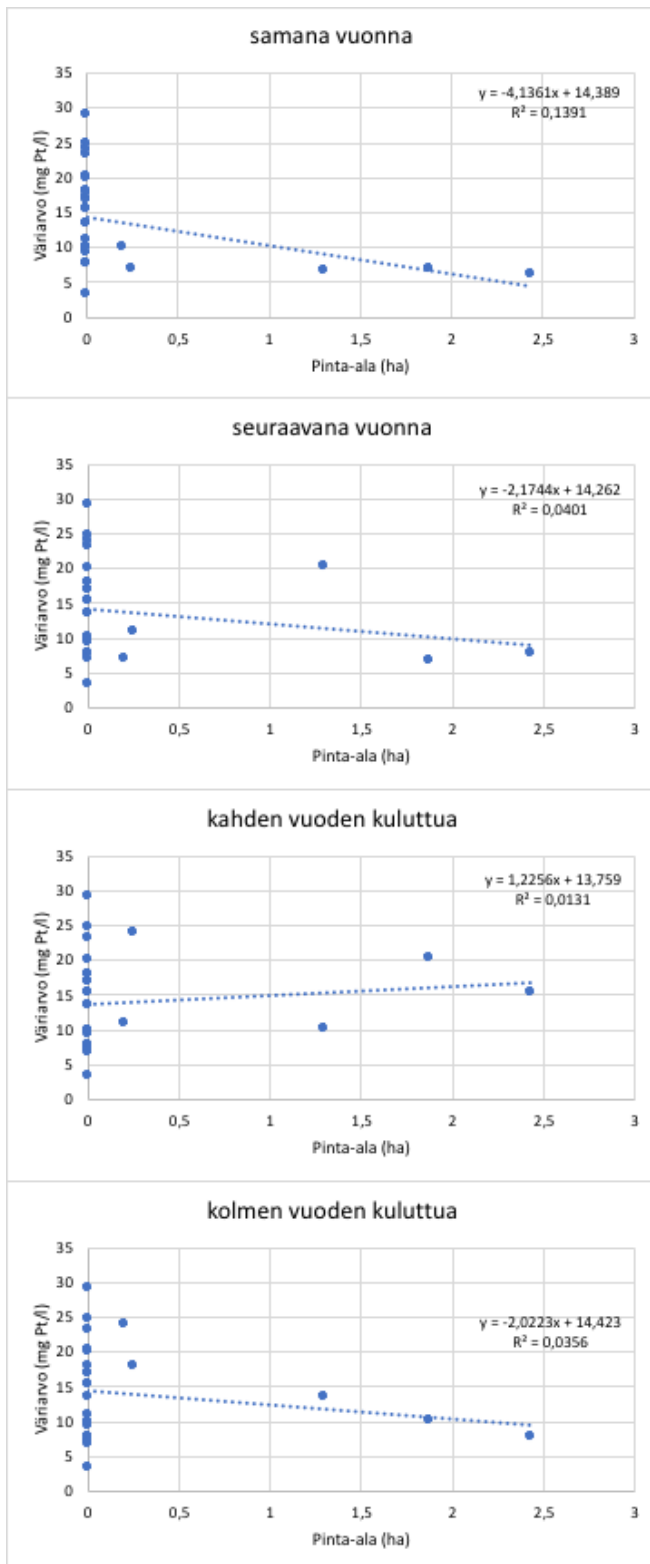
[fi/rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Vedenhankinta_kaivosta/Kaivoveden_laatu_ja_riittavyys/Rauta](https://www.ymparisto.fi/fi-rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Vedenhankinta_kaivosta/Kaivoveden_laatu_ja_riittavyys/Rauta)

Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) (2014). *Hyvän metsänhoidon suositukset – Metsänhoito*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja. Metsäkustannus Oy.

Liite 1: Alisen Mustajärven valuma-alueen harvennushakkuiden korrelaatiokuvaajat.



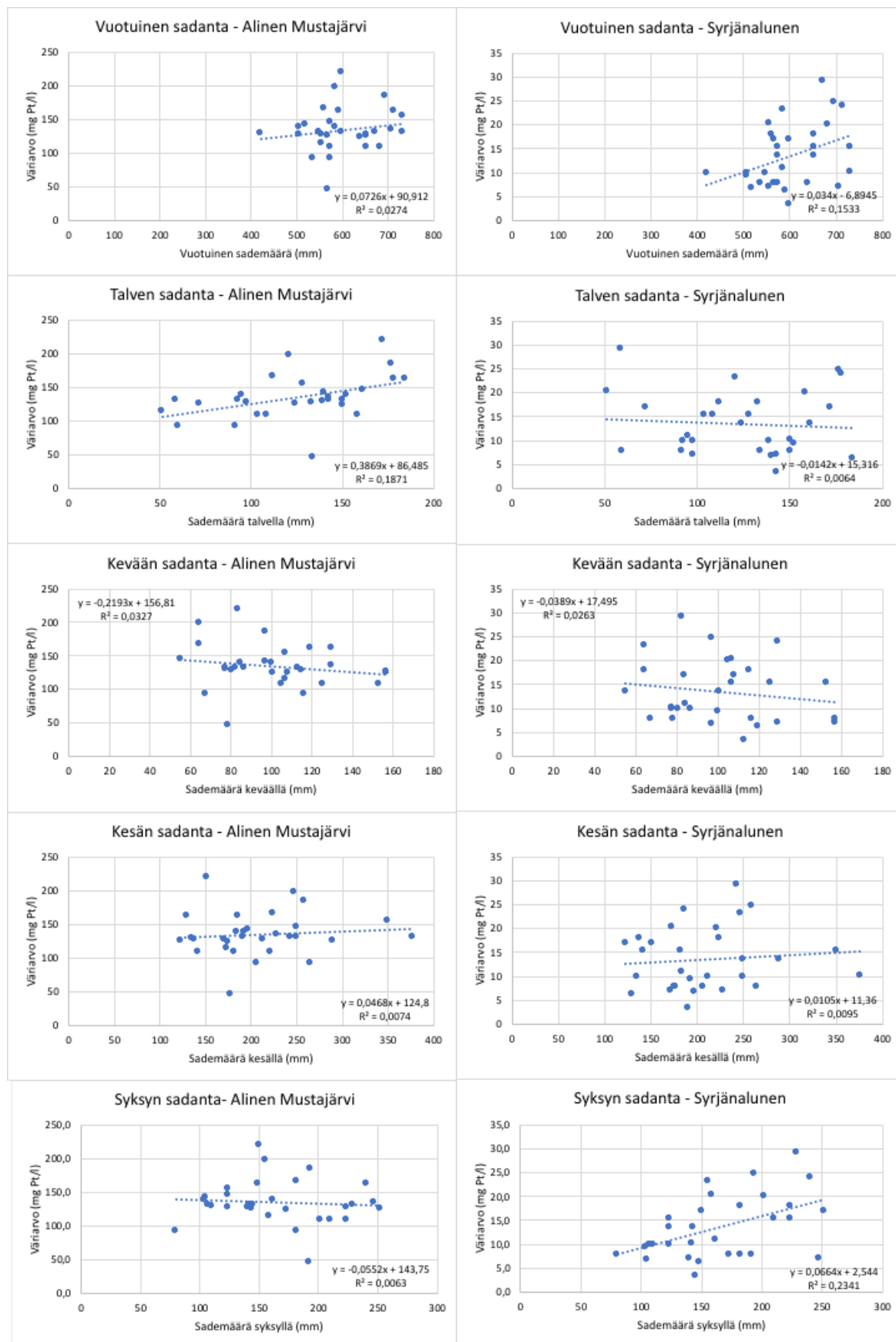
Liite 2: Syrjänalusen valuma-alueen harvennushakkuiden korrelaatiokuvaajat.



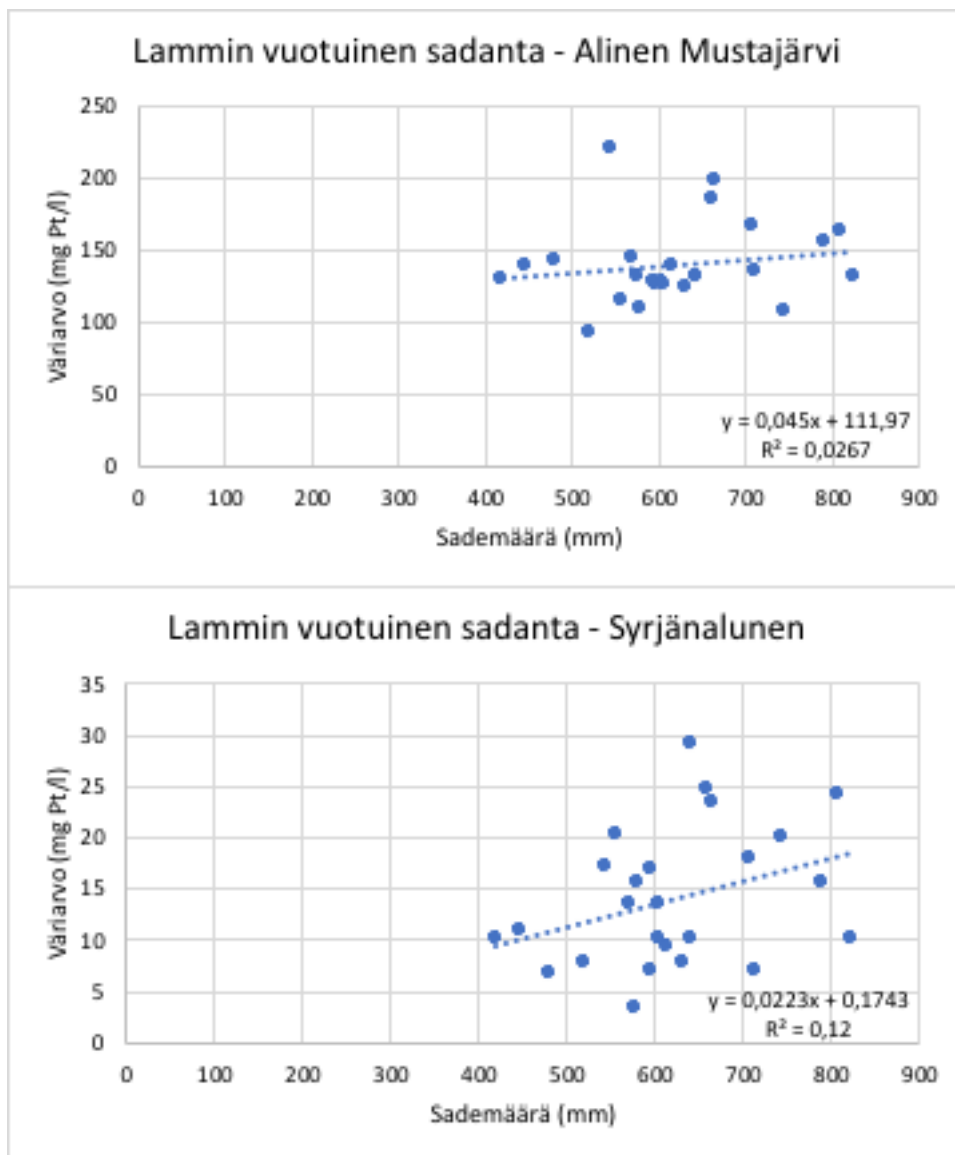
Liite 3: Hakkuiden korrelaatiokertoimet.

Syrjänalunen						
<i>Toimenpide</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>
Harvennus samana vuonna	-0,372896579	0,1391	<0,05	-0,544287223	0,2962	<0,05
Harvennus vuoden kulutta	-0,200223784	0,0401	NS	-0,265513276	0,0705	NS
Harvennus kahden vuoden kuluttua	0,114465566	0,0131	NS	0,229081335	0,0525	NS
Harvennus kolmen vuoden kuluttua	-0,188600639	0,0356	NS	0,049848539	0,0025	NS
NS = not significant (ei merkitsevä)						
Alinen Mustajärvi						
<i>Toimenpide</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>
Harvennus samana vuonna	0,188654248	0,0356	NS	-0,117713261	0,01386	NS
Harvennus vuoden kulutta	0,1002714	0,0101	NS	0,021785	0,00047	NS
Harvennus kahden vuoden kuluttua	0,494227659	0,2443	<0,01	0,021372576	0,00046	NS
Harvennus kolmen vuoden kuluttua	0,366896509	0,1346	NS	0,130455229	0,01702	NS
NS = not significant (ei merkitsevä)						
Syrjänalunen						
<i>Toimenpide</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>
Harvennus+uudistushakkuu samana vuonna	-0,226415394	0,0513	NS	-0,378736304	0,1434	<0,05
NS = not significant (ei merkitsevä)						

Liite 4: Hämeenlinnan sadannan korrelaatiokuvaajat.



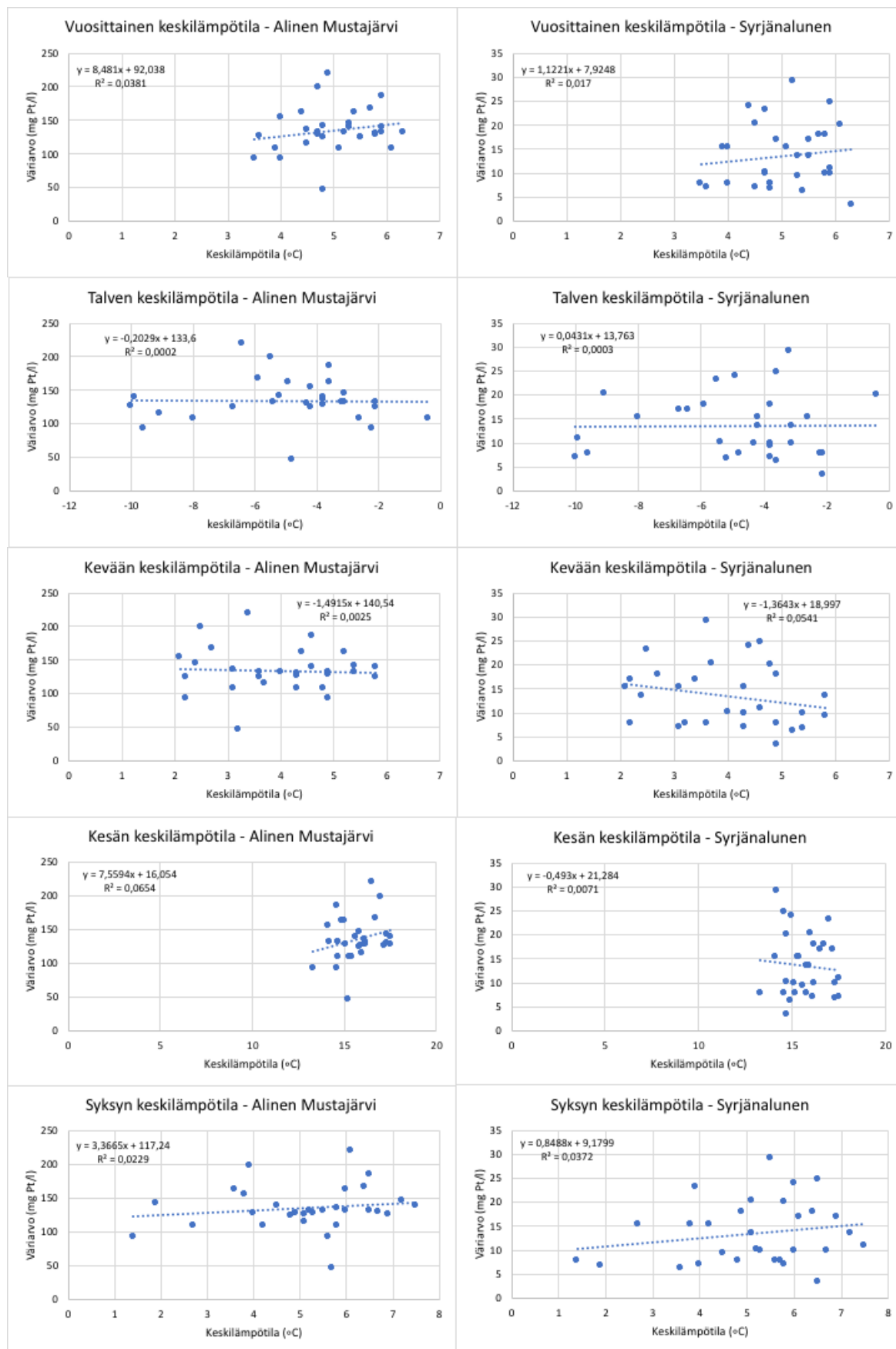
Liite 5: Lammin sadannan korrelaatiokuvaajat.



Liite 6: Sadannan korrelaatiokertoimet.

Syrjänalunen						
<i>Keskimääräinen sadanta</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>
Vuotuinen Hlinna	0,391576683	0,1533	<0,05	0,367351579	0,1349	<0,05
Vuotuinen Lammi	0,346474808	0,12	<0,05	0,354391792	0,1256	<0,05
Talvi	-0,080054118	0,0064	NS	-0,073714864	0,0054	NS
Kevät	-0,162115405	0,0263	NS	-0,191990417	0,0369	NS
Kesä	0,097605184	0,0095	NS	0,11829662	0,0140	NS
Syksy	0,483828926	0,2341	<0,01	0,473338373	0,2240	<0,01
<i>NS = not significant (ei merkitsevä)</i>						
Alinen Mustajärvi						
<i>Keskimääräinen sadanta</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>
Vuotuinen Hlinna	0,165510252	0,0274	NS	0,193757045	0,0375	NS
Vuotuinen Lammi	0,163463412	0,0267	NS	0,220896708	0,0488	NS
Talvi	0,432508674	0,1871	<0,05	0,469324155	0,2203	<0,01
Kevät	-0,180949169	0,0327	NS	-0,270995767	0,0734	NS
Kesä	0,086162837	0,0074	NS	0,188912419	0,0357	NS
Syksy	-0,079672156	0,0063	NS	-0,128425039	0,0165	NS

Liite 7: Hämeenlinnan lämpötilan korrelaatiokuvaajat.



Liite 8: Lämpötilan korrelaatiokertoimet.

Syrjänalunen					
<i>Keskimääräinen lämpötila</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>
Vuotuinen	0,130574118	0,017	NS	0,136043792	0,0185
Talvi	0,01624671	0,0003	NS	-0,10808399	0,0117
Kevät	-0,232593984	0,0541	NS	-0,248156425	0,0616
Kesä	-0,084282716	0,0071	NS	-0,056690144	0,0032
Syky	0,192812765	0,0372	NS	0,218157831	0,0476
NS = not significant (ei merkitsevä)					
Alinen Mustajärvi					
<i>Keskimääräinen lämpötila</i>	<i>Pearsonin korrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>	<i>p-arvo</i>	<i>Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin</i>	<i>R²</i>
Vuotuinen	0,19531146	0,0381	NS	0,212780354	0,0453
Talvi	-0,015137434	0,0002	NS	-0,081270935	0,0066
Kevät	-0,0503257	0,0025	NS	-0,008478368	0,0001
Kesä	0,255777872	0,0654	NS	0,19799444	0,0392
Syky	0,151342373	0,0229	NS	0,211024504	0,0445
NS = not significant (ei merkitsevä)					